

Bewirtschaftung von Niedermooren in der gemäßigten Klimazone: Treibhausgasemissionen und Rentabilität

D I S S E R T A T I O N

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum agriculturalarum
(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der
Lebenswissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin

von
Dipl.-Ing. Marco Frank Rebhann

Präsidentin der Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. Dr. Sabine Kunst

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät

Prof. Dr. Bernhard Grimm

Gutachter/in: 1. Frau Prof. Dr. Annette Prochnow

2. Frau Prof. Dr. Nicole Wrage-Mönnig

3. Herr PD Dr. habil. Andreas Meyer-Aurich

Tag der mündlichen Prüfung: 05.06 2018

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis.....	VI
Formelverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	X
1. Einleitung.....	1
2. Zielstellung	3
3. Aufbau der Arbeit.....	4
4. Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme von Niedermooren	5
4.1 Landnutzungssysteme.....	5
4.2 Bewirtschaftungssysteme	8
5. Metaanalyse bodenbürtiger Treibhausgasemissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone	10
5.1 Einleitung	10
5.2 Material und Methoden	11
5.2.1 Allgemeiner Ansatz	11
5.2.2 Analyisierte Studien.....	12
5.2.3 Treibhausgasemissionen	14
5.2.3.1 CO ₂ -Emissionen.....	14
5.2.3.2 CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen	15
5.2.3.3 Gesamttreibhausgasemissionen.....	16
5.2.3.4 Statistische Auswertung.....	17
5.3 Ergebnisse und Diskussion.....	17
5.3.1 Übersicht der analysierten Publikationen	17
5.3.2 Grundwasserflurabstände in den Landnutzungssystemen	24
5.3.3 CO ₂ -Emissionen	25
5.3.4 CH ₄ -Emissionen	30
5.3.5 Summe der kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen	33
5.3.6 N ₂ O-Emissionen	36
5.3.7 Gesamttreibhausgasemissionen	38
5.4 Schlussfolgerungen aus der Metaanalyse	39
6. Abschätzung von N ₂ O-Emissionsfaktoren	40
6.1 Einleitung	40
6.2 Material und Methoden	41

6.3	Ergebnisse und Diskussion.....	46
6.4	Schlussfolgerungen.....	50
7.	Treibhausgasemissionen von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermooren.....	51
7.1	Einleitung	51
7.2	Material und Methoden	52
7.2.1	Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme	52
7.2.2	Berechnung der Emissionen	52
7.2.2.1	Allgemeine Vorgehensweise bei der Berechnung der Emissionen	52
7.2.2.2	Bodenbürtige Treibhausgasemissionen	56
7.2.2.3	Treibhausgasemissionen durch den Einsatz von Technik und Betriebsmitteln im Pflanzenbau	56
7.2.2.4	Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung	61
7.2.2.5	Treibhausgasemissionen bei der Energieproduktion	64
7.2.3	Auswirkungen der direkten Landnutzungsänderung auf die Treibhausgasemissionen	65
7.3	Ergebnisse und Diskussion.....	66
7.3.1	Treibhausgasemissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	66
7.3.2	Einfluss der direkten Landnutzungsänderung von Niedermoorflächen auf die Emissionen.....	72
7.4	Schlussfolgerungen.....	78
8.	Rentabilität von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoor	79
8.1	Einleitung	79
8.2	Material und Methoden	80
8.2.1	Wirtschaftlichkeitsberechnungen der Niedermoor-Bewirtschaftungssysteme	80
8.2.2	Ökonomische Berechnungsannahmen zur Bewirtschaftung von Niedermooren	83
8.2.3	Annahmen für die Niedermoor-Biomassenutzung	85
8.3	Ergebnisse.....	88
8.3.1	Umsätze, Kosten und Gewinne der Bewirtschaftungssysteme.....	88
8.3.2	Arbeitszeitbedarf der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	93
8.4	Diskussion	94
8.5	Schlussfolgerungen.....	97
9.	Treibhausgasvermeidungskosten.....	99
9.1	Einleitung	99
9.2	Material und Methoden	100

9.3	Ergebnisse und Diskussion.....	103
9.4	Schlussfolgerungen.....	108
10.	Gesamtdiskussion.....	110
11.	Gesamtschlussfolgerung.....	113
12.	Zusammenfassung.....	115
13.	Summary.....	117
14.	Danksagung.....	119
15.	Literaturverzeichnis.....	120
16.	Anhang.....	143
17.	Eidesstattliche Erklärung.....	148

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Mittlere jährliche Grundwasserflurabstände für die vier Landnutzungssysteme auf Niedermoor	25
Abbildung 2: Treibhausgasemissionen aus temperierten Niedermooeren in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem und Grundwasserflurabstand	26
Abbildung 3: CO ₂ -Emissionen von Niedermooeren der gemäßigten Klimazone	27
Abbildung 4: CH ₄ -Emissionen von Niedermooeren der gemäßigten Klimazone	31
Abbildung 5: Summen von CO ₂ - und CH ₄ -Emissionen zur Ableitung der minimalen und maximalen kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen der vier Landnutzungssysteme	35
Abbildung 6: N ₂ O-Emissionen von Niedermooeren der gemäßigten Klimazone	36
Abbildung 7: Systemschema der möglichen entstehenden Emissionen und Produkte durch die Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	54
Abbildung 8 Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Milchproduktion auf Grassilagebasis und Vergärung der Gülle“	55
Abbildung 9: Gesamttreibhausgasemissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	71
Abbildung 10: Wirtschaftlichkeit verschiedener Niedermoorbewirtschaftungssysteme	88
Abbildung 11: Arbeitszeitbedarf einzelner Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	93
Abbildung 12: Gewinn pro Arbeitskraftstunde verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor	94
Abbildung 13: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland“ (System 15 aus Tabelle 2)	143

Abbildung 14: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Thermische Verwertung von Schilf vom naturnahen Moor“ (System 19 aus Tabelle 2)	144
Abbildung 15: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Maisbasierte Biogasproduktion vom Acker“ (System 4 aus Tabelle 2).....	145
Abbildung 16: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Grasbasierte Biogasproduktion vom Acker und intensiven Grünland“ (System 10, 14 und 16 aus Tabelle 2).....	146

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Definition von vier Landnutzungssystemen auf Niedermoorstandorten in Brandenburg	7
Tabelle 2: Definition von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoorstandorten.....	8
Tabelle 3: Anzahl der Veröffentlichungen mit (Einzel-) THG-Messungen in den vier Landnutzungssystemen	13
Tabelle 4: Treibhausgaspotenzial verschiedener Treibhausgase	16
Tabelle 5: Überblick über die veröffentlichten Treibhausgasemissionen sowie die Standorteigenschaften und Bewirtschaftungscharakteristika	18
Tabelle 6: Abschätzung der Gesamtemissionen der Landnutzungssysteme aus der Literaturanalyse	39
Tabelle 7: Verhältnisse von ober- zu unterirdischer Pflanzenmasse sowie deren Stickstoffgehalte	42
Tabelle 8: Einzelauswertungen der betrachteten Quellen zur Ermittlung des Emissionsfaktors	44
Tabelle 9: Mittelwerte und Standardabweichungen der durch Mineralisation frei werdenden Stickstoffmassen und Lachgasemissionen sowie der daraus resultierenden Emissionsfaktoren für vier Landnutzungssysteme	48
Tabelle 10: Arbeitsschritte, Maschinen und Maschinenkosten der betrachteten Bewirtschaftungssysteme	57
Tabelle 11: Emissionsfaktoren für Dieselmotorkraftstoff und landwirtschaftliche Betriebsmittel	59
Tabelle 12: Nährstoff- und Trockenmassegehalte betrachteter Biomasse.....	60
Tabelle 13: Angenommene Stickstoffausträge aus dem Nährstoffkreislauf einzelner Prozessschritte	61

Tabelle 14: Angenommene Erträge, Futterrationen und die dazu erforderliche Fläche bei einer ausschließlichen Fütterung mit Niedermooraufwuchs	63
Tabelle 15: Daten der Biogasproduktion und der Verbrennung von Niedermooraufwüchsen.....	65
Tabelle 16: Flächenbezogene Treibhausgasemissionen von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoor.....	70
Tabelle 17: Mittlere THG-Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte).....	75
Tabelle 18: THG-Emissionen im ungünstigsten Fall (<i>Worst Case</i>) durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte).....	76
Tabelle 19: THG-Emissionen im besten Fall (<i>Best Case</i>) durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte)	77
Tabelle 20: Werte für die ökonomischen Berechnungen der Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme	82
Tabelle 21: Werte für die ökonomische Berechnung der Rinderhaltung.....	86
Tabelle 22: Werte zur ökonomischen Berechnung der Biogasproduktion	87
Tabelle 23: Kosten, Einkommen und Gewinnschwellenpreise für Niedermoorbewirtschaftungssysteme.....	91
Tabelle 24: Minimale und maximale Erzeugerpreise der Jahre 2010 - 2016.....	103
Tabelle 25: Treibhausgasvermeidungskosten und Zusatznutzen durch Landnutzungsänderung in € pro Tonne CO ₂ -Äquivalent	106
Tabelle 26: Treibhausgasvermeidungskosten und Zusatznutzen durch Landnutzungsänderung pro Hektar und Jahr.....	107

Tabelle 27: Ausgewählte Treibhausgasvermeidungskosten (€ [t CO ₂] ⁻¹) durch Landnutzungsänderung bei unterschiedlich angenommenen Erzeugerpreisen	108
---	-----

Tabelle 28: Angenommene Anschaffungs- und Umbaukosten für einen Pisten Bully als Schilferntemaschine mit aufgesattelter Ballenpresse.....	147
--	-----

Formelverzeichnis

(1) Berechnung des Nettoökosystemaustausches.....	14
(2) Berechnung der Ökosystemrespiration.....	14
(3) Berechnung der Nettoprimärproduktion.....	14
(4) Berechnung des „ <i>Net Biome Exchange</i> “.....	15
(5) Berechnung der gesamten Kohlenstoffflüsse	15
(6) Berechnung der N ₂ O-Emissionen.....	41
(7) Berechnung des frei verfügbaren Stickstoffs.....	41
(8) Berechnung der autotrophen Respiration	42
(9) Berechnung der heterotrophen Respiration	42
(10) Berechnung des frei werdenden Stickstoffs durch Torfzersetzung.....	43
(11) Berechnung des Emissionsfaktors für Lachgas	43
(12) Berechnung des Gesamtemissionsfaktors	43
(13) Berechnung der anthropogen verursachten Gesamtemissionen	53
(14) Berechnung der Treibhausgasbilanz bei der Energieproduktion aus Niedermooraufwuchs	53
(15) Berechnung der Gewinne einzelner Bewirtschaftungssysteme.....	79
(16) Berechnung der Einnahmen einzelner Bewirtschaftungssysteme	80
(17) Berechnung der Gesamtkosten einzelner Bewirtschaftungssysteme.....	81
(18) Berechnung der statischen Treibhausgasvermeidungskosten durch LUC.....	101

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
Ab	Arbeitsbreite
Akh	Arbeitskraftstunde(n)
BHKW	Blockheizkraftwerk
BPP	Bruttoprimärproduktion
C	chemisches Zeichen für Kohlenstoff
°C	Grad Celsius
CaO	chemische Formel für Calciumoxid (Kalk)
CCM	Corn-Corb-Mix (Spindel und Körner des Maiskolbens)
CH ₄	chemische Formel für Methan
CF	Umrechnungsfaktor von Kohlenstoffdioxid in Kohlenstoff
CO ₂	chemische Formel für Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -C	Kohlenstoff des CO ₂
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
daN	Dekanewton
Dt.; dt.	Deutschland; deutsch
e.	Äquivalent(e)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EF	Emissionsfaktor
e _M	Emissionen nach der Maßnahme in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹
e _{Ref}	Emissionen der Referenz (Ist-Status) in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹
el.	elektrisch
engl.	englisch
EU	Europäische Union
ext.	extensiv
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FC _{ij}	Fixe Kosten
F _{CR}	Stickstoff aus oberirdischen und unterirdischen Pflanzenresten
FM	Frischmasse (engl.: <i>fresh mass</i>)
F _{ON}	organischer Stickstoffdünger
F _{SN}	synthetischen Stickstoffdünger
F _{SOM}	Stickstoff aus der Torfmineralisation
G _M	Gewinn der Maßnahme in € ha ⁻¹ a ⁻¹
G _{Ref}	Gewinn der Referenz (Ist-Status) in € ha ⁻¹ a ⁻¹

GEST	TreibhausGasEmissionsStandortTypen-Ansatz (engl.: <i>Greenhouse Gas Emission Sites Types</i>)
GV	Großvieheinheit
Hrsg.	Herausgeber/-in
Gt	Gigatonne
h	Stunde
H ₂	chemische Formel für molekularer Wasserstoff
ha	Hektar
I _j	Einnahmen des Bewirtschaftungssystems
i	Produkt
iLUC	engl.: <i>Indirect Land Use Change</i> (indirekte Landnutzungsänderung)
int.	intensiv
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
j	Bewirtschaftungssystem
K	chemisches Zeichen für Kalium
kg	Kilogramm
km	Kilometer
KUP	Kurzumtriebsanlage
kV	statische Vermeidungskosten einer Maßnahme in €/t
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
kWh _{el}	Kilowattstunde, elektrisch
kWh _{th}	Kilowattstunde, thermisch
l	Liter
landw.	landwirtschaftlich
LCA	Ökobilanzierung (engl.: <i>Life Cycle Assessment</i>)
LUC	Landnutzungsänderung (engl.: <i>Land Use Change</i>)
Lv	Ladevolumen
m	Meter
mm	Millimeter
Min.	Minimum
mineral.	mineralisch
Max.	Maximum
MI	Motorenleistung
MWh	Megawattstunde
N	chemisches Zeichen für Stickstoff

n	Anzahl
n/a	nicht abbildbar
NBE	engl.: <i>Net Biome Exchange</i>
NECB	engl.: <i>Net Ecosystem Carbon Balance</i> (Netto-Ökosystemkohlenstoffbilanz)
NEE	engl.: <i>Net Ecosystem Exchange</i> (Netto-Ökosystemaustausch)
N _{input}	pflanzenverfügbare, mineralische Stickstoff
NPP	Nettoprimärproduktion
NPP _{harvest}	geerntete Netto-Primärproduktion
NH ₄ ⁺	chemische Formel für Ammonium
NH ₃	chemische Formel für Ammoniak
NO ₃ ⁻	chemische Formel für Nitrat
N ₂ O	chemische Formel für Lachgas (Distickstoffmonoxid)
P	chemisches Symbol für Phosphor
PES _j	Förderung zu einer „moorschonenden Stauhaltung“
Q1	1. Quantil
Q3	3. Quantil
R _a	autotrophe Respiration (Pflanzenatmung)
R _{eco}	Ökosystemrespiration
R _h	heterotrophe Respiration (Bodenatmung: Zersetzung organischen Materials)
S _j	Subventionen
S.	Seite
SD	engl.: <i>Standard Deviation</i> (Standardabweichung)
t	Tonne
Tab.	Tabelle
TC _j	Produktionskosten
th.	thermisch
THG	Treibhausgas
THG _{Boden}	THG-Emissionen aus dem Boden
THG _{Energie}	THG-Emissionen durch die energetische Verwertung von Biomasse
THG _{Energiebedarf}	THG-Emissionen energieerzeugender Anlagen durch Eigenenergiebedarf
THG _{Gesamt}	Gesamttreibhausgase
THG _{Pflanzenbau}	THG-Emissionen aus Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Acker- und Grünland
THG _{Substitution}	Einsparung von THG durch Substitution fossiler Brennstoffe
THG _{Tierhaltung}	THG-Emissionen der Tierhaltung
THG _{Verlust}	THG-Emissionen durch Methanverlust in Biogasanlagen
TM	Trockenmasse

v. Chr.	Vor Christus
VC_{ij}	variablen Kosten eines Bewirtschaftungssystems
Verbr.	Verbrennung
\bar{x}_{arithm}	Mittelwert, arithmetisch
Y	Produkt
Δe_M	Vermeidung von THG durch die Maßnahme in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹
Δk	Kostendifferenz durch Landnutzungsänderung in € ha ⁻¹ a ⁻¹
€	Euro
π_j	Gewinn eines Bewirtschaftungssystems
%	Prozent
Ø	Durchschnitt
>	größer als
<	kleiner als
¹⁴ C	Radiokohlenstoffdatierung

1. Einleitung

Mit 3,8 Mio. km² bedecken Moore über 3 % der terrestrischen Oberfläche der Erde (Josten 2009). Im Torf sind weltweit 445,7 Megatonnen Kohlenstoff in den Jahrtausenden zwischen dem Beginn des Holozäns (ca. 10000 v. Chr.) und dem Industriezeitalter gespeichert worden (IPCC 1013; Joosten 2009). Heute sind in den Mooren weltweit 30 % des bodengebundenen Kohlenstoffs akkumuliert. Das entspricht dem gesamten Kohlenstoff der terrestrischen Biomasse (Joosten und Couwenberg 2008). Moore sind wasserbestimmte Standorte, die durch einen bestimmten Anteil organischer Substanz definiert werden (Sponagel H. et al., 2005). Es bildet sich durch Sauerstoffmangel ein anaerobes Milieu mit eingeschränkter mikrobiologischer Aktivität. Dadurch wird im wassergesättigten Bereich unvollständig zersetztes Pflanzenmaterial (Torf) angehäuft (Couwenberg 2009; Sponagel et al. 2005). Die deutsche Bodenkundliche Kartieranleitung definiert Moore als Böden aus Torfen, die aus mindestens 30 % organischer Substanz bestehen und mindestens eine Mächtigkeit von 0,30 m aufweisen (Sponagel et al. 2005). Eingeteilt werden Moore einerseits in Niedermoores als minerotrophe, also grundwasserbeeinflusste Moore, und andererseits in Hochmoore als ombrotrophe, also regenwasserbeeinflusste Moore (Wheeler and Shaw 1995).

Im Rahmen der Urbarmachung von Mooren zur landwirtschaftlichen Nutzung wurde in den letzten 300 Jahren (IPCC 2014) auf über 95 % der deutschen Moore mit Gräben und Drainagen der Grundwasserstand abgesenkt (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2012). So wurde z. B. in Brandenburg ab 1700 unter König Friedrich Wilhelm I. mit den ersten großflächigen Entwässerungen von Mooren begonnen. Die Moorflächen konnten dadurch für die Milch- und Fleischproduktion genutzt werden. Ab Ende der 1950er-Jahre begann die verstärkte Melioration: Es wurden Maßnahmen zur Entwässerung des Bodens umgesetzt, indem Gräben, Kanäle und Drainagen angelegt wurden, um die Großraumländwirtschaft zu begründen und die Flächen in intensives Grünland und Acker umzuwandeln (Hartong et al. 2013). Da der Torf nach einer Entwässerung nicht mehr aufschwimmt, kommt es durch das Eigengewicht zu Setzungen und Verdichtungen (Price und Schlotzhauer 1999). Durch die außerdem fehlende Wassersättigung gelangt Sauerstoff in den Torf, was zu einem aeroben Milieu führt. Mikroorganismen oxidieren daraufhin das über Jahrtausende akkumulierte organische Material (IPCC 2014). Der in der Folge oxidierte Kohlenstoff der organischen Bodensubstanz trägt als CO₂ zum Treibhauseffekt bei (IPCC 2014; Lieffers 1988). Im Laufe der Zeit nimmt die Torfmächtigkeit

ab, was die Geländeoberkante absenkt (Price und Schlotzhauer 1999). Dadurch kann es erforderlich werden, die Entwässerungssysteme zu vertiefen oder Pumpwerke zu installieren. Auch Stickstoff wird durch die Torfmineralisation, die Düngung und die Zersetzung von Ernteresten freigesetzt, was zu Emissionen des Treibhausgases Lachgas (N_2O) führt (Hendriks 2007; IPCC 2014). Nach Schätzungen sind drainierte Moore für 5 % der globalen anthropogen verursachten Emissionen von $2 \text{ Gt CO}_2 \text{ a}^{-1}$ verantwortlich (Joosten 2009; Joosten et al. 2015). Auf die deutschen Moore bezogen, werden 45,7 Millionen Tonnen CO_2 -Äquivalente pro Jahr emittiert, was 5,1 % der gesamten deutschen Treibhausgasemissionen entspricht (Drösler et al. 2011).

Um CO_2 - und N_2O -Emissionen gegenzusteuern und ein anaerobes Milieu herbeizuführen, wird eine Wiedervernässung durch die Anhebung des Grundwasserstandes diskutiert und bereits durchgeführt (Couwenberg et al. (2011)). So wurden in Mecklenburg-Vorpommern seit den 1990er-Jahren bis Mitte der 2010er-Jahre bereits 20 000 ha wiedervernässt (Theuerkauf et al. 2006). Unter den entstehenden anaeroben Bedingungen zersetzen Mikroorganismen hingegen leicht verdauliche Kohlenstoffverbindungen, wobei das THG Methan (CH_4) entsteht und emittiert wird (van den Pol-van Dasselaar et al. 1999a; Couwenberg 2009). Eine Verringerung des Grundwasserflurabstandes führt zu einer Landnutzungsänderung (*Land Use Change*, LUC), da sich unweigerlich eine nachlassende Tragfähigkeit des Bodens einstellt. Die intensive Bewirtschaftung mit gängigen landwirtschaftlichen Maschinen ist nur noch bedingt möglich (Kraschinski 2001). Außerdem wird das Kulturartenspektrum zugunsten einer sich natürlich einstellenden Vegetation mit geringerer Futterqualität eingeschränkt (Eickenscheidt et al. 2015; Käding et al. 2005; Berndes 2010). Dies führt zu einem veränderten Angebot an zuvor erzeugten Produkten wie Marktfrüchten, Milch und Fleisch. Einen gleichbleibenden Bedarf vorausgesetzt, kann sich dadurch die Produktion an anderen Standorten verändern, was als indirekte Landnutzungsänderung (engl.: *Indirect Land Use Change*, iLUC) bezeichnet wird (Berndes, 2010; Bertzky, 2011).

Bei der Produktion und Anwendung zugekaufter Betriebsmittel sowie durch den Energiebedarf der pflanzenbaulichen Bewirtschaftung auf Niedermoorböden treten neben den bodenbürtigen auch bewirtschaftungsbedingte THG-Emissionen auf. Darüber hinaus entstehen Treibhausgase bei der Tierhaltung sowie der energetischen und stofflichen Nutzung der Biomasse. Fossile Brennstoffe können hingegen substituiert werden, indem die Niedermoor-Biomasseaufwüchse energetisch genutzt werden, was das THG-Aufkommen mindern kann.

Landwirtschaft ist eine wirtschaftliche Tätigkeit, die über die Kostendeckung hinaus zur Gewinnerzielung betrieben wird (The World Bank, 2007). Landnutzungsänderungen führen daher neben der Veränderung der THG-Emissionen zu Veränderungen von Kosten und Erlösen und damit der Rentabilität. Mit welcher Art der Niedermoor-Bewirtschaftung Treibhausgase zukünftig am kostengünstigsten vermieden werden können, lässt sich über die Berechnung der Treibhausgasvermeidungskosten abschätzen: $\text{€ (t CO}_2\text{ e.)}^{-1}$ (Fisher et al., 2007).

Die gängigen und innovativen Bewirtschaftungssysteme bei der Nutzung gleicher Quellen und Systemgrenzen sind in ihrem ganzen Spektrum bisher nicht breit angelegt verglichen worden (Cooper and Lindegaard, 2013; Krimly et al., 2016; Dahms und Wichtmann, 2014). Es fehlt ein systematischer und umfassender Vergleich der Treibhausgasemissionen und der Rentabilität von Bewirtschaftungssystemen verschiedener Landnutzungssysteme für Niedermoorstandorte der gemäßigten Klimazone. Die in der Literatur angegebenen Emissionen beschränken sich zumeist auf die bodenbürtigen Emissionen (Couwenberg et al., 2008; Kluge et al., 2013; IPCC, 2014; Byrne, 2004) und umfassen nicht den derzeit veröffentlichten Umfang an *in situ* gemessenen Werten (Höper, 2007; IPCC, 2014; Byrne et al., 2004) oder enthalten nur ausgewählte klimawirksame Treibhausgase (Couwenberg et al., 2008). Angaben zu Gesamtreibhausgasemissionen, die auch die Emissionen durch Bewirtschaftung und Landnutzungsänderung berücksichtigen, liegen nur beschränkt oder nicht miteinander vergleichbar vor (Krimly et al., 2016; Dahms und Wichtmann, 2014).

2. Zielstellung

Ziel dieser Arbeit ist es, Methoden zu entwickeln und anzuwenden, mit deren Hilfe Gesamtreibhausgasemissionen sowie die Rentabilität der landwirtschaftlichen Nutzung von Niedermooren der gemäßigten Klimazone ermittelt werden können.

Dafür sind Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme für Niedermoore zu definieren. Die bodenbürtigen Treibhausgasemissionen für die Landnutzungssysteme sollen mit einer Metaanalyse abgeschätzt werden. Darüber hinaus sind die von der Bewirtschaftung abhängigen und durch mögliche Landnutzungsänderung bedingten höheren oder geringeren Emissionen für die Bewirtschaftungssysteme zu ermitteln und zu Gesamtemissionen zusammen zu fassen. Für den Vergleich der Rentabilität der Bewirtschaftungssysteme sind die Kosten und Erlöse zu berechnen. Des Weiteren sollen die Treibhausgasvermeidungskosten ermittelt werden.

Anhand der Gesamtreibhausgasemissionen, der Rentabilität und der Treibhausgasvermeidungskosten sind Zielkonflikte, Synergien und Vorzugsvarianten zu identifizieren.

3. Aufbau der Arbeit

In Kapitel 4 werden zunächst die betrachteten Landnutzungssysteme, also die Art der Bodennutzung (Acker, Grünland, naturnah), und die Bewirtschaftungssysteme (Durchführung der landwirtschaftlichen Nutzung des Bodens, Fruchtart, Tierhaltung, Erzeugnisse, ...), definiert. In Kapitel 5 werden auf dieser Grundlage die bodenbürtigen Emissionen aus der Literatur zusammengetragen und den Landnutzungssystemen zugeordnet. Dabei werden Mittelwerte sowie Maximal- und Minimalwerte ermittelt. Ein Ansatz, mit dem die Stickstofffreisetzung oder Lachgasemissionen aus der Torfmineralisation abgeschätzt werden könnten, wird in Kapitel 6 vorgestellt. Um die Gesamtemissionen eines jeden Bewirtschaftungssystems abbilden zu können, werden die mittleren bodenbürtigen THG-Emissionen (Kapitel 5) und die bewirtschaftungsbedingten THG-Emissionen und -einsparungen in Kapitel 7 berechnet. Ebenfalls wird dargestellt, welchen Einfluss Landnutzungsänderungen von einem Bewirtschaftungssystem zu einem anderen auf die Treibhausgasemissionen haben. Die ökonomische Bewertung der einzelnen Bewirtschaftungssysteme wird in Kapitel 8 betrachtet. Um ein abschließendes Bild von den Kosten einer Landnutzungsänderung geben zu können, werden in Kapitel 9 die Treibhausgasvermeidungskosten ermittelt. Diese werden aus den Gesamtreibhausgasen und den Gewinnen der Bewirtschaftungssysteme ermittelt.

4. Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme von Niedermooren

4.1 Landnutzungssysteme

Auf Niedermooren sind vielfältige Landnutzungsformen möglich, die abhängig von den Grundwasserflurabständen, Bewirtschaftungsintensitäten und Dünge­stufen sind und damit unterschiedliche THG-Emissionen verursachen (Wichmann und Wichtmann, 2011; Wichtmann, 2009; Wichtmann und Haberl (2012)). Für die vorliegende Arbeit wurden vier Landnutzungssysteme der gemäßigten Klimazone definiert: Acker, intensives Grünland, extensives Grünland und naturnahe Niedermoore (Tabelle 1). Die gemäßigte Klimazone liegt an der Westseite der Kontinente zwischen dem 40. und 60. Breitengrad und an der Ostseite zwischen dem 35. und 50. Breitengrad. Sie zeichnet sich durch einen thermischen Jahreszeitenwechsel mit längeren Übergangszeiten (Frühling und Herbst) aus. Charakteristisch ist der herbstliche Laubfall. Die mittleren Monatstemperaturen schwanken zwischen +2 °C im Winter und +18 °C im Sommer bei kaum jahreszeitlich schwankenden Niederschlägen von 500 bis 1 000 mm pro Quadratmeter und Jahr (Schultz, 1995).

Acker (engl.: *Cropland*) ist gekennzeichnet durch den Anbau von Kulturpflanzen (Allen et al., 2011) und einer mehr oder weniger starken Bodenbearbeitung. Auf Niedermoor-Ackerböden angebaute Kulturen werden genutzt, um Nahrung, Futter und Energie zu produzieren. Um die Aufwüchse ausreichend mit Nährstoffen zu versorgen und die Wirtschaftlichkeit zu gewährleisten, werden mineralische und organische Dünger ausgebracht. Als Gesamt-Stickstoffmenge für Kulturen auf Niedermoorackerland wie Mais und Roggen werden ca. 120 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angestrebt (KTBL, 2009; Hanff und Lau, 2016) wobei sich diese Menge nach guter fachlicher Praxis aus den freigesetzten Nährstoffen der Torf- und Ernterestmineralisation und dem applizierten mineralischen und anorganischen Dünger zusammensetzt (Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2006). Je nach Kultur und Fruchtfolge finden eine oder mehrere Ernten pro Jahr statt. Um eine maschinelle Bewirtschaftung mit leistungsfähiger, betriebsüblicher Landtechnik zu erlauben, müssen Grundwasserflurabstände von mindestens 0,70 m durch künstliche Drainage und Gräben garantiert werden (Kraschinski, 2001; Tölle et al., 2000). Damit wird auch sichergestellt, dass die Wurzelzone durchlüftet ist (Wichmann und Wichtmann, 2011). Dieses Landnutzungssystem entspricht den Nutzungspraktiken von „Acker und bewirtschaftetem

Grünland auf drainierten organischen Böden des Binnenlandes“ des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014).

Intensives Grünland (engl.: *Cultivated Grassland*) ist als Standort mit domestizierten und standortheimischen Arten definiert, der zur Erhaltung regelmäßig erneuert und gedüngt wird. Ungewollte Pflanzenarten werden von der Fläche verbannt (Allen et al., 2011). Der Aufwuchs wird genutzt, um Futter- oder Energie zu produzieren. Dabei sind zwei bis fünf Grünlandschnitte pro Jahr möglich (Elsgaard et al., 2012; Schrier-Uijl et al., 2010; Veenendaal, 2007). Um Erträge von bis zu 12 t Trockenmasse pro Jahr auf Niedermoorböden realisieren zu können, werden mineralische und organische Düngemittel mehrfach im Jahr ausgebracht und damit ein Stickstoffangebot von bis zu 380 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erzielt (Schrier-Uijl et al., 2014). Flächen werden dem intensiven Grünland auf Niedermoor dann zugeordnet, wenn mehr als zwei Ernten eingefahren werden, mineralischer oder organischer Dünger ausgebracht, die Fläche künstlich drainiert und aktiv auf die Artenzusammensetzung Einfluss genommen wird. Die maschinelle Bewirtschaftung ist bei Grundwasserflurabständen von mindestens 0,50 m möglich (Kraschinski, 2001). Genau wie Acker entspricht dieses Landnutzungssystem den Nutzungspraktiken von „Acker und bewirtschaftetem Grünland auf drainierten organischen Böden des Binnenlandes“ des IPCC (2014).

Als **extensives Grünland** (engl.: *Permanent Grassland*) wird eine Vegetation aus einjährigen oder mehrjährigen selbstverbreitenden Futterarten bezeichnet (Allen et al., 2011). Es kann sich dabei um standortheimische und anthropogen angesiedelte Arten handeln. Dabei wird die Vegetationszusammensetzung nicht gezielt beeinflusst. Der Aufwuchs ist für die Futter- und Energieproduktion bedingt nutzbar. Organische und mineralische Düngemittel werden nicht aktiv ausgebracht. Bei Beweidung werden lediglich tierische Exkremente appliziert. Wegen der Naturschutzaufgaben im Sinne des Brutvogelschutzes, der eingeschränkten Befahrbarkeit zu Beginn der Vegetationsperiode wegen geringer Grundwasserflurabstände (Kraschinski, 2001) und der verminderten Ertragsleistung durch Verzicht auf Düngemittel sind ein bis maximal zwei Ernten pro Jahr möglich. Das Grundwasser wird durch Drainagen und Gräben nicht oder nur eingeschränkt während der Vegetationsperiode beeinflusst. Zum Befahren mit grünlandschonender Erntetechnik muss der Grundwasserflurabstand mindestens auf 0,30 m abgesenkt werden, auf einzelnen Flächen auch tiefer (Wichmann und Wichtmann, 2011). Dieses Landnutzungssystem entspricht den vom IPCC genannten Nutzungspraktiken für „Grünland mit geringem Grundwasserflurabstand und einer niedrigeren Bewirtschaftungsintensität“ (IPCC, 2014).

Naturnahes Moor (engl.: *Natural Fen, Natural Grassland*) ist dominiert von heimischen und standortangepassten Arten (Allen et al., 2011). Der Aufwuchs natürlich vorkommender Niedermoorarten wie Schilf (*Phragmites australis* L.) und Seggen (*Carex spec.* L.) ist aus ernährungsphysiologischer Sicht für die Nutzung als Futter ungeeignet (Wallor et al., 2014). Vielmehr dient der Aufwuchs ausschließlich Wildtieren zur Nahrung. Das Grundwasser wird nicht aktiv abgesenkt. Aus naturschutzfachlichen Gründen und wegen der kaum gegebenen wirtschaftlichen und technischen Möglichkeit, die Fläche zu beernten, findet keine Düngung statt. Diese Art der Landnutzung entspricht den „wiedervernässten organischen Böden“ nach IPCC, die als „Paludikultur“ („*palus*“, lateinisch für „*Moor*“) bezeichnet werden (IPCC, 2014).

Tabelle 1: Definition von vier Landnutzungssystemen auf Niedermoorstandorten in Brandenburg

Kriterium	Acker	Intensives Grünland	Extensives Grünland	Naturnahes Moor
Wassermanagement	stark entwässert	stark entwässert	schwache Entwässerung nur während der Vegetationsperiode	nicht entwässert
Maßnahmen zur Flächenbewirtschaftung	Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Ernte	Nachsaat, Düngung, Ernte	Ernte und Mulchen	keine oder nur eine Ernte
Düngung	mineralisch und/oder organisch	mineralisch und/oder organisch	keine Düngung, lediglich Exkrementen bei Beweidung	keine
Anzahl Ernten pro Jahr	1 bis >1	2 bis 5	1 bis 2	0 bis 1

Quelle: Eigene Darstellung

In Brandenburg werden etwa 159 000 ha Niedermoor bewirtschaftet. Davon entfallen ungefähr 11 000 ha auf Acker, 110 000 ha auf Grünland, 30 000 ha auf Forstflächen und 8 000 ha auf naturnahe Moore (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, 2015).

4.2 Bewirtschaftungssysteme

Innerhalb der vier Landnutzungssysteme mit ihren unterschiedlichen Grundwasserflurabständen sind verschiedene Bewirtschaftungssysteme möglich. Für diese Arbeit wurden 20 mögliche Niedermoor-Bewirtschaftungssysteme des Landes Brandenburg, wie sie sich gemäß der Bewirtschaftungsintensität und der Hauptprodukte ergeben, definiert (Tabelle 2). Das Land Brandenburg liegt in der gemäßigten Klimazone im Nordosten Deutschlands. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,4 °C, die jährlichen Niederschläge liegen bei 567 mm (Deutscher Wetterdienst, 30-jähriges Mittel: 1986–2015;).

Tabelle 2: Definition von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoorstandorten

Bewirtschaftungssystem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Landnutzungssystem	Acker									
Betriebsausrichtung	Milch	Milch	Fleisch	Energie	Nahrungsmittel/ Futter		Milch	Milch	Fleisch	Energie
Produkte	Milch, Biogas	Milch	Bullen, Biogas	Biogas	Marktfrüchte		Milch, Biogas	Milch	Bullen, Biogas	Biogas
Hauptkultur	Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel ^c	Gras	Gras	Gras	Gras
Biomasse- Ertrag	t TM ^a ha ⁻¹ a ⁻¹	13	13	13	13	5,04	6,6	10	10	10
	t FM ^b ha ⁻¹ a ⁻¹	37,14	37,14	37,14	37,14	6	30	28,57	28,57	28,57
Quellen	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]
Anzahl Ernten pro Jahr	1	1	1	1	1	1	4	4	4	4
Milchleistung pro Kuh	kg a ⁻¹	9 000	9 000	–	–	–	–	8000	8000	–
Bewirtschaftungssystem	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Landnutzungssystem	Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnah Moore	
Betriebsausrichtung	Milch	Milch	Fleisch	Energie	Kälber		Energie		Energie	
Produkte	Milch, Biogas	Milch	Bullen, Biogas	Biogas	Mutter- kuh	Biogas	Verbren- nung	Ver- gasung	Verbrennung	Brache
Hauptkultur	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras/ Kräuter	Gras	Gras/ Kräuter	Erle	Schilf	Gras/ Kräuter
Biomasse- ertrag	t TM ^a ha ⁻¹ a ⁻¹	8	8	8	8	5,8	5,8	5,8	3,5	12,5
	t FM ^b ha ⁻¹ a ⁻¹	22,86	22,86	22,86	22,86	16,57	16,57	16,57	6	14,71
Quellen	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[2]	[3]	[4]
Anzahl Ernten pro Jahr	4	4	4	4	1	1	1	0,166 ^d	1	0
Milchleistung pro Kuh	kg a ⁻¹	8 000	8 000	–	–	–	–	–	–	–

^a TM: Trockenmasse; ^b FM: Frischmasse; ^c Nach der Sortierung 27 t FM verkauft als Speisekartoffeln und 3 t FM Futterkartoffeln; ^d Ernte alle sechs Jahre; Quellen: [1] Hanff und Lau, 2016; [2] Establishment and Management of Broadleaved Coppice, 2016; [3] Timmermann, 2009; Brix et al., 2001; Wichtmann, 2009; [4] Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2015

Im Landnutzungssystem **Acker** werden Nutzpflanzen angebaut (Allen et al., 2011). In dieser Arbeit werden zehn Bewirtschaftungssysteme zur Produktion von Marktfrüchten (Gerste, Kartoffeln), Milch (mais- und feldgrasbasiert), Fleisch (mais- und feldgrasbasiert) und/oder

Biogas (mais-, feldgras- und güllebasiert) betrachtet (Tabelle 2: 1 - 10). Mineralischer und/oder organischer Dünger wird in Höhe des Entzugs ausgebracht.

Intensives Grünland (siehe Kapitel 4.1) wird als Dauergrünland betrachtet, wenn innerhalb von fünf Jahren keine anderen Kulturen auf derselben Fläche angebaut werden. Der Aufwuchs wird regelmäßig gedüngt und der Bestand gezielt über Nachsaaten reguliert (Allen et al., 2011). Für dieses Landnutzungssystem werden vier Bewirtschaftungssysteme (Tabelle 2: 11 - 14) definiert: die Produktion von Milch oder Fleisch, die kombinierte Produktion von Milch, Fleisch und Biogas aus der anfallenden Gülle sowie die Biogasproduktion aus dem Grasaufwuchs.

Extensives Grünland (siehe Kapitel 4.1) ist als Dauergrünland mit jährlicher und überjähriger selbstverbreitender Vegetation definiert. Für dieses Landnutzungssystem werden vier Bewirtschaftungssysteme definiert (Tabelle 2: 15–18). Dazu gehören die Mutterkuhhaltung, die Produktion von Heu oder Holz für die thermische Verwertung sowie die Biogasproduktion aus Grasaufwüchsen.

Innerhalb des Landnutzungssystems **naturnaher Moore** (siehe Kapitel 4.1) werden zwei Bewirtschaftungssysteme (Tabelle 2: 19, 20) betrachtet: die Ernte von Schilf zur thermischen Verwertung und das Niedermoor ohne Nutzung.

5. Metaanalyse bodenbürtiger Treibhausgasemissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone

5.1 Einleitung

THG-Emissionen aus Niedermooren sind von standortspezifischen Faktoren wie Grundwasserstand, Klima- und Wetterbedingungen, C- und N-Angebot, Pflanzenart sowie Landnutzungs- und Bewirtschaftungssystem abhängig (IPCC, 2014). Dies erschwert es, Standardemissionsfaktoren (emittierte Treibhausgase pro Flächeneinheit) anzugeben. In der Literatur fallen auf vergleichbaren Bewirtschaftungssystemen an verschiedenen Messstandorten große Schwankungen für CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen auf (Beyer et al., 2015; Günther et al., 2014; Pohl et al., 2015; Eickenscheidt et al., 2015; Petersen et al., 2012). So wurden für Ackerstandorte Emissionseinzelmessungen von der CO₂-Sequestration (Pohl et al., 2015) bis zur Emission von 70 t CO ha⁻¹ a⁻¹ (Eickenscheidt et al., 2015) veröffentlicht. Nur wenige Auswertungen stellen die Zusammenhänge zwischen Landnutzungssystem und THG-Emissionen auf Niedermoor dar (Couwenberg et al., 2008; IPCC, 2014). Eine davon ist das „2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands“ (IPCC, 2014). Es gibt für verschiedene Klimazonen (z. B. boreal, gemäßigt und tropisch), Grundwasserflurabstände (über oder unter 0,3 m) und Standorte (nährstoffreich oder -arm) Standardwerte für CO₂, CH₄ und N₂O an. In Niedermoore und Hochmoore wurde nicht unterschieden. Ebenfalls basieren die Veröffentlichungen auf Messreihen, die kürzer als ein Jahr lang erhoben wurden (IPCC, 2014). Andere Daten zu den Standardemissionsfaktoren auf Niedermoor werden im TreibhausGasEmissionsStandortTypen(GEST)-Ansatz betrachtet (Couwenberg et al., 2008; Couwenberg et al., 2011). Die dort genannten Faktoren für CO₂, CH₄ und N₂O werden vom Vegetationstyp, Grundwasserflurabstand und der Nährstoffversorgung abgeleitet.

Die in der vorliegenden Literatur zusammengefassten Werte für gemessene **CO₂-Emissionen** weisen eine große Spanne auf. So publizierte das IPCC (2014) 28,99 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ für Acker auf Niedermoor, während Höper (2007) von 41,00 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ berichtet. Veröffentlichte Einzelmessungen variieren dementsprechend noch stärker. Pohl et al. (2015) ermittelten eine Sequestration von 3,26 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ auf Acker, während Eickenscheidt et al. (2015) ebenfalls auf Acker Emissionen von 71,39 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ gemessen haben. Außerdem wird in den

verschiedenen Veröffentlichungen mit dem Kohlenstoff, der in der geernteten Biomasse abtransportiert und damit den Messungen entzogen wird, unterschiedlich umgegangen.

Auch bei den **CH₄-Emissionen** ist eine weite Schwankungsbreite festzustellen. Das IPCC (2014) veröffentlichte für extensives Grünland einen Mittelwert von 1,01 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹, während im GEST-Ansatz (Couwenberg et al., 2008) Werte zwischen 0,5 und 12,5 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹, abhängig von der Pflanzenart, bestimmt wurden.

Ähnlich verhält es sich bei **N₂O-Emissionen** auf Acker. Höper (2007) berichtete von 3,33 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ und IPCC (2014) von 5,41 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹.

Es besteht Bedarf an verlässlichen Abschätzungen von THG-Emissionsfaktoren für spezifisch beschriebene Standorte. Dies beinhaltet, nach Klimazonen, Moorart (Nieder-, Hochmoor), Grundwasserflurabstand, Vegetation und Landnutzungssystem zu differenzieren. Um die Gesamtemissionen beurteilen zu können, müssen alle relevanten THG-Emissionen gemessen und die äußeren Umstände, also Emissionsursachen, diskutiert werden. Außerdem ist der fixierte Kohlenstoff in der geernteten Biomasse zu berücksichtigen.

Das Ziel dieser Meta-Analyse ist es, publizierte Daten bodenbürtiger THG-Emissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone mit einer umfassenderen Datengrundlage als frühere Veröffentlichungen (Höper, 2007; Couwenberg et al., 2008; IPCC ,2014) zusammenzutragen und die Emissionen den entsprechenden Landnutzungssystemen zuzuordnen sowie statistisch auszuwerten. So soll ein Überblick über die mittleren Emissionen und Schwankungen gegeben werden.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Allgemeiner Ansatz

Veröffentlichungen zu Treibhausgasmessungen auf Niedermoor wurden bei „google scholar“ und „Web of Science“ gezielt nach themenbezogenen englischen und deutschen Schlagworten wie Emissionen (engl.: *Emissions*), Treibhausgase (engl.: *Greenhouse Gases*), CO₂, CH₄, N₂O, Niedermoor (engl.: *Fen*), Torf (engl.: *Peat*), organischer Boden (engl.: *Organic Soil*), und Wiedervernässung (engl.: *Rewetting*) recherchiert. Um Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden ausschließlich veröffentlichte Messungen von Niedermooren der feucht-gemäßigten Klimazone betrachtet. In Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand und der Landnutzungs-

und Bewirtschaftungsintensität wurden die Ergebnisse den vier Landnutzungssystemen zugeordnet: Acker, intensives Grünland, extensives Grünland und naturnahes Moor (siehe Kapitel 4.1). Die Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O sowie die Grundwasserflurabstände, die Bodeneigenschaften, die Vegetation, die Art und Weise der Bewirtschaftung und die Erträge wurden der jeweiligen Veröffentlichung entnommen. Abschließend wurden für jedes der vier Landnutzungssysteme mittlere, minimale und maximale Emissionen sowie Quantile und Ausreißer bestimmt. Es wurde untersucht, ob zwischen den Landnutzungssystemen Unterschiede in Zusammensetzung und Menge der Treibhausgasemissionen auftraten. Über eine Korrelationsanalyse wurden Zusammenhänge zwischen Standortcharakteristika analysiert.

5.2.2 Analyisierte Studien

Diese Metaanalyse betrachtet grundwasserbeeinflusste Niedermoore mit einem Gehalt an organischem Material von mindestens 30 % und einer Mächtigkeit von mindestens 0,30 m. Diese in Europa gängige Definition wurde genutzt (Koppisch, 2001; Moen, 1995; Blume, 2010; Joosten, 20009), da 97 % der hier ausgewerteten Veröffentlichungen von europäischen Niedermooren stammen.

In dieser Metaanalyse wird sich auf die gemäßigte Klimazone bezogen. Im Gegensatz zur borealen Klimazone ist die Bewirtschaftung intensiver, und im Vergleich zu den Tropen treten stärkere Temperaturschwankungen auf. 80 % der Moore weltweit liegen in der kalten temperierten Klimazone der nördlichen Hemisphäre (Limpens, 2008). Diese zeichnet sich durch saisonale Temperaturunterschiede mit Monatsmitteltemperaturen zwischen +2 und +18 °C aus (Schultz, 1995).

Die Veröffentlichungen wurden ausgewählt, wenn eines oder mehrere der Treibhausgase CO₂, CH₄ oder N₂O für mindestens über 365 Tage *in situ* gemessen wurden, um auch saisonale Effekte zu berücksichtigen. Es wurden 37 Veröffentlichungen von 199 Messjahren mit insgesamt 334 einzelnen Werten zu jährlichen Treibhausgasemissionen (CO₂, CH₄, N₂O) ausgewertet (siehe Tabelle 3). 36 Veröffentlichungen basieren auf Messungen in Europa. Davon entfallen je zwölf auf die Niederlande bzw. auf Deutschland sowie sieben auf Dänemark.

Tabelle 3: Anzahl der Veröffentlichungen mit (Einzel-) THG-Messungen in den vier Landnutzungssystemen

	Gesamt (alle vier Landnutzungssysteme)				Naturnahes Niedermoor				Extensives Grünland				Intensives Grünland				Acker			
	Anzahl der Quellen	Anzahl der Werte für			Anzahl der Quellen	Anzahl der Werte für			Anzahl der Quellen	Anzahl der Werte für			Anzahl der Quellen	Anzahl der Werte für			Anzahl der Quellen	Anzahl der Werte für		
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O		CO ₂	CH ₄	N ₂ O		CO ₂	CH ₄	N ₂ O		CO ₂	CH ₄	N ₂ O		CO ₂	CH ₄	N ₂ O
CO ₂ (NEE)	3	18	–	–	–	–	–	–	1	6	–	–	1	6	–	–	1	6	–	–
CH ₄	6	–	34	–	1	–	2	–	4	–	18	–	4	–	14	–	–	–	–	–
N ₂ O	7	–	–	54	1	–	–	1	1	–	–	8	5	–	–	45	–	–	–	–
CO ₂ , CH ₄	5	17	17	–	2	8	8	–	1	3	3	–	1	3	3	–	1	3	3	–
CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	9	50	50	50	4	19	19	19	3	11	11	11	3	11	11	11	4	9	9	9
CH ₄ , N ₂ O	6	–	19	19	1	–	1	1	1	–	1	1	5	–	10	10	2	–	7	7
CO ₂ , N ₂ O	1	3	–	3	1	1	–	1	–	–	–	–	1	1	–	1	1	1	–	1
Total	37	88	120	126	10	28	30	22	11	20	33	20	19	21	38	67	9	19	19	17

(NEE – Net Ecosystem Exchange; Doppelzählungen sind möglich, wenn einzelne Veröffentlichungen mehr als ein Landnutzungssystem betreffen bzw. wenn unterschiedliche Messpunkte, Düngegaben oder Ähnliches untersucht wurden.)

5.2.3 Treibhausgasemissionen

5.2.3.1 CO₂-Emissionen

In allen analysierten Veröffentlichungen mit CO₂-Messungen sind nicht die CO₂-Emissionen, sondern der Nettoökosystemaustausch (NEE) angegeben worden. Daher ist es erforderlich, vom NEE die CO₂-Emissionen abzuleiten. Der NEE (t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹) umfasst den Kohlenstofffluss als Kohlenstoffdioxid aus der (negatives Vorzeichen) und in die Atmosphäre (positives Vorzeichen) (Wohlfahrt et al., 2008; Elsgaard et al., 2012). Dies beinhaltet wie in Formel 1 angegeben die Bruttoprimärproduktion BPP (t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹) und die Ökosystemrespiration R_{eco} (t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹).

$$NEE = BPP + R_{eco} \quad (1)$$

Die Bruttoprimärproduktion gibt die Aufnahme und Assimilation von CO₂ während der Photosynthese in die Pflanzenbiomasse wieder. In dieser Arbeit wird sich mit THG-Emissionen auseinandergesetzt, die in der Atmosphäre wirken. Da es sich bei BPP grundsätzlich um eine Assimilation von CO₂ in die Biomasse handelt, wird der Wert aus Sicht der Atmosphäre stets mit einem negativen Vorzeichen angegeben (Elsgaard et al., 2012). Die Ökosystemrespiration R_{eco} (siehe Formel 2) umfasst die CO₂-Abgabe durch die autotrophe Pflanzenatmung R_a (t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹) und die heterotrophe Bodenatmung R_h (t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹).

$$R_{eco} = R_a + R_h \quad (2)$$

Die Nettoprimärproduktion (NPP) ist die Menge an organischem Kohlenstoff (in t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹), der nach dem Abzug der Pflanzenatmung (R_a) von der Bruttoprimärproduktion (BPP) übrig bleibt (siehe Formel 3) und gegebenenfalls als Ernte abtransportiert oder als Torf gespeichert wird (Soussana, 2007).

$$NPP = BPP - R_a \quad (3)$$

Bei einem bewirtschafteten drainierten Niedermoor wird ein Teil der NPP als Erntegut (NPP_{harvest}) (in t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹) abtransportiert. Nach der Ernte gelangt der gespeicherte Kohlenstoff in der Biomasse außerhalb des Messstandortes entweder während der Verwertung als Nahrungs- oder Futtermittel bzw. Energieträger ungemessen als CO₂ wieder in die Atmosphäre. Solange nur der NEE betrachtet wird, fehlt in der Bilanz dieser Kohlenstofffluss in die Atmosphäre. Daher kann der NEE nicht als die gesamte Menge des emittierten

Kohlenstoffes angesehen werden. Um den mit der Biomasse abtransportierten Kohlenstoff nicht zu vernachlässigen, darf NPP_{harvest} bei einer vollständigen Betrachtung der CO_2 -gebundenen Emissionsmessung nicht fehlen (Görres et al., 2014; Elsgaard et al., 2012; Höper, 2007; Kirschbaum et al., 2001). Der Kohlenstoff in der exportierten Biomasse wird wie in Formel 4 beschrieben neben dem NEE im Nettobiozönoseaustausch (engl.: *Net Biome Exchange*, NBE; $\text{t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) berücksichtigt (Soussana et al., 2007).

$$NBE = NEE + NPP_{\text{harvest}} \quad (4)$$

Die Ergebnisse dieser Metaanalyse zu CO_2 -gebundenen Kohlenstoffflüssen werden in NBE ($\text{t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) angegeben. In den meisten Veröffentlichungen wurde der NBE nicht gesondert ausgewiesen. Deshalb wurde der Kohlenstoff des geernteten Aufwuchses (NPP_{harvest} in $\text{t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), sofern genannt, dem veröffentlichten NEE aufsummiert (Formel 4). War nur die Erntemenge angegeben, wurde in der Trockenmasse ein Kohlenstoffgehalt von 45 % angenommen (KTBL, 2009; Kandel et al., 2013).

Um die gesamten Kohlenstoffemissionen abbilden zu können, wurde zusätzlich eine Netto-Ökosystem-Kohlenstoffbilanz (*Net Ecosystem Carbon Balance*: NECB) erstellt. Diese wird in $\text{t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben. In dieser wird wie in Formel 5 angegeben der NEE-Kohlenstoff (C_{NEE}) mit dem Methan-Kohlenstoff (C_{methan}) und dem geernteten Kohlenstoff in der Biomasse ($C_{NPP_{\text{harvest}}}$) aufsummiert (in Anlehnung an: Chapin et al., 2006).

$$NECB = C_{\text{NEE}} + C_{\text{methan}} + C_{NPP_{\text{harvest}}} \quad (5)$$

5.2.3.2 CH_4 - und N_2O -Emissionen

Die Methan- und Lachgasemissionen wurden den Veröffentlichungen entnommen. Um die einzelnen Treibhausgase zu einem Gesamtemissionswert aggregieren zu können, wurden sie gemäß IPCC (2013) in $\text{t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für einen Zeitraum von 100 Jahren skaliert (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Treibhausgaspotenzial verschiedener Treibhausgase

Treibhausgas	Treibhausgaspotenzial (100 Jahre) Quelle: IPCC, 2013
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	1
Methan (CH ₄)	28
Lachgas (N ₂ O)	265

5.2.3.3 Gesamttreibhausgasemissionen

Für die vier Landnutzungssysteme wurden jeweils die mittleren, minimalen und maximalen kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen sowie Gesamttreibhausgasemissionen bestimmt. Um die mittleren Gesamttreibhausgasemissionen zu berechnen, wurden die durchschnittlichen CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen (in t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹) der einzelnen Landnutzungssysteme addiert. Alle Einzelwerte (außer Ausreißer) der analysierten Veröffentlichungen wurden in die Mittelwertbildung einbezogen.

Die maximalen und minimalen kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen können hingegen nicht durch Summierung der Maximal- bzw. Minimalemissionen der drei Treibhausgase bestimmt werden. Die CO₂- und CH₄-Emissionen verhalten sich abhängig vom Grundwasserstand entgegengesetzt (van den Pol-van Dasselaar et al., 1999a, IPCC, 2014; Lieffers, 1988; Couwenberg, 2009), sodass maximale bzw. minimale CO₂- und CH₄-Emissionen nicht gleichzeitig auftreten. Daher wurden für die Auswertung hier nur diejenigen Messstandorte berücksichtigt, bei denen sowohl CO₂- als auch CH₄-Emissionen bestimmt wurden (n = 58). Für jeden Messstandort wurde jeweils die Summe der Emissionen beider Treibhausgase (CO₂, CH₄) gebildet (in t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹) und daraus die Maximal- und Minimalwerte für jedes Landnutzungssystem ermittelt. Somit geben in jedem Landnutzungssystem die minimalen sowie maximalen kohlenstoffbasierten Emissionswerte einen Messstandort wieder. Zusätzlich wurden jeweils die maximalen bzw. minimalen N₂O-Emissionen aller Einzelwerte der analysierten Veröffentlichungen addiert. Der N₂O-Maximalwert aus einem Düngungssteigerungsversuch auf intensivem Grünland (Velthof et al., 1996) wurde aufgrund der unrealistisch hohen N-Gabe von 544 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nicht berücksichtigt.

5.2.3.4 Statistische Auswertung

Für die statistische Analyse wurde die Software SAS (Version 9.3, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) genutzt. Die deskriptiven Statistiken zu Grundwasserflurabständen sowie CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen wurden mit der Prozedur UNIVARIATE berechnet. Die Gesamtemissionen wurden aus den einzelnen Analysen der betrachteten Treibhausgase ermittelt (siehe Kapitel 5.2.3.3). Zur Visualisierung wurde die Verteilung der unterschiedlichen Landnutzungssysteme in Boxplots dargestellt. Damit konnten die Auswirkungen des Grundwasserstandes und des Landnutzungssystems auf die CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen verglichen werden. Da multiples Testen am selben Datensatz vermieden werden soll, wurde die übliche visuelle Begutachtung der Verteilung der Rohdaten durchgeführt. Das Bild der Emissionen wies auf eine teilweise schiefe Verteilung hin, daher wurden nicht Standardabweichungen zum Beschreiben der Schwankungsbreite gewählt, sondern die Interquartilsabstände (IntQA). Dabei handelt es sich um die Differenz zwischen dem ersten Quartil (25 % der Werte) und dem dritten Quartil (75 % der Werte).

Um den Einfluss der einzelnen Landnutzungssysteme auf die Grundwasserflurabstände, CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen zu analysieren, wurde jeweils eine einfaktorielle Varianzanalyse unter Berücksichtigung heterogener Varianzen zwischen den Bewirtschaftungssystemen durchgeführt. Unterschiede zwischen den einzelnen Faktorstufen wurden anschließend mittels multipler paarweiser Vergleiche getestet, wobei die Anpassung für multiples Testen mit der SIMULATE-Methode erfolgte, um das globale Signifikanzniveau von 0,05 einzuhalten.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

5.3.1 Übersicht der analysierten Publikationen

Ein Überblick über die Standortbedingungen, die Bewirtschaftungsintensität sowie die NEE, CH₄- und N₂O-Emissionen bietet Tabelle 5. Ebenfalls sind die abgeleiteten CO₂-Emissionen (NBE) sowie die Gesamttreibhausgasemissionen dargestellt.

Tabelle 5: Überblick über die veröffentlichten Treibhausgasemissionen sowie die Standorteigenschaften und Bewirtschaftungscharakteristika

Land-nutzungs-system	Mittl. Grund-wasser-stand (m)	Kohlenstoff-emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt-emissionen t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e.)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e.)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	C/N Verhält-nis Boden	C _{org} im Boden (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Acker	-0,27	0,11	1,42	-7,15	0,37	44,62	0,465	0,017	0,59	0,0014	Deutschland	<i>Zea mays</i>	4,56	80	19,4	29,1	Beyer et al. (2015)
Acker	-0,27	2,53	9,42	-0,88	9,28	44,59	-0,009	0,000	0,15	0,0004			6,16	96	19,4	29,1	
Acker	-0,27	0,80	4,04	-10,12	2,93	49,61	-0,029	-0,001	1,14	0,0027			7,91	88	19,4	29,1	
Acker	-0,27	4,93	19,12	9,24	18,04	53,09	0,545	0,019	0,54	0,0013			5,33	88	19,4	29,1	
Acker	-0,48	–	–	47,00	56,53	122,00	–	–	–	–	Dänemark	<i>Hordeum vulgare</i>	5,91	0	17	20	Elsgaard et al. (2012)
Acker	–,11	–	–	18,00	26,80	85,00	–	–	–	–			5,45	0	29	33	
Acker	-0,43	–	–	50,00	62,10	114,00	–	–	–	–			7,50	0	26	30	
Acker	-0,65	–	–	-1,50	18,30	47,22	–	–	0,56	0,0013	Dänemark	<i>Hordeum vulgare</i>	12,00	120	12	38,5	Kandel et al. (2013)
Acker	-0,50	8,84	–	18,08	29,63	54,23	1,011	0,036	–	–	Deutschland	<i>Zea mays</i>	4,69	144	16,1	–	Pohl et al. (2015)
Acker	-0,50	1,10	–	-7,77	3,78	67,94	0,097	0,003	–	–			4,69	144	16,1	–	
Acker	-0,50	-0,81	–	-14,81	-3,26	78,13	0,112	0,004	–	–			4,69	144	16,1	–	
Acker	-0,50	–	–	-14,19	-2,64	73,15	–	–	–	–			4,69	144	16,1	–	
Acker	-0,60	–	–	–	–	–	-0,006	0,000	15,90	0,0382	Dänemark	<i>Hordeum vulgare</i>	–	15	17	20,3	Petersen et al. (2012)
Acker	-0,45	–	–	–	–	–	0,008	0,000	1,59	0,0038			–	15	25,6	30	
Acker	-0,90	–	–	–	–	–	0,008	0,000	25,44	0,0611		<i>Solanum tuberosum</i>	–	15	30,2	47,3	
Acker	-0,90	–	–	–	–	–	-0,008	0,000	9,81	0,0235		<i>Lolium perenne</i>	–	15	27,9	45,3	
Acker	-1,20	–	–	–	–	–	0,106	0,004	2,27	0,0054	Deutschland	<i>Zea mays</i>	1,32	0	12	17,1	Eickenscheidt et al. (2015)
Acker	-0,45	–	–	41,76	43,89	73,77	–	–	–	–			7,50	0	12	16,57	
Acker	-0,49	6,79	28,44	12,80	24,90	93,06	-0,037	-0,001	3,58	0,0086			3,07	0	12	17,1	
Acker	-0,49	9,50	35,87	29,88	34,83	77,62	0,082	0,003	0,96	0,0023			3,30	0	12	16,57	
Acker	-0,45	–	–	62,59	67,91	106,59	–	–	–	–	Deutschland	<i>Secale cereale</i>	–	0	14,8	41,2	Flessa et al. (1998)
Acker	-0,71	–	–	–	–	–	-0,0078	23,49	23,49	0,0564		<i>Secale cereale</i>	–	0	14,8	41,2	
Acker	-0,88	–	–	–	–	–	-0,0079	6,50	6,50	0,0156		<i>Zea mays</i>	–	275	13,5	34,3	
Acker	-0,40	2,81	12,79	-4,38	10,29	51,09	0,004	0,000	2,50	0,0060	Dänemark	<i>Hordeum vulgare</i>	8,89	118	11,6	36	Karki et al. (2015)
Acker	-0,39	–	–	–	–	–	0,009	0,000	8,33	0,0200	Deutschland	<i>Hordeum vulgare</i>	8,20	150	12,2	13,3	Poyda et al. (2016)
Acker	-0,39	15,50	63,37	33,00	56,83	90,57	0,168	0,006	6,37	0,0153		<i>Triticum aestivum</i> <i>Lolium perenne</i>	14,60	150	12,2	13,3	
Acker	-0,39	–	–	41,07	–	122,10	0,007	0,000	8,99	0,0216		nicht näher bezeichnet	–	150	12,2	13,3	

Fortsetzung Tabelle 5

Land- nutzungs- system	Mittl. Grund- wasser- stand (m)	Kohlenstoff- emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt- emissionen t CO ₂ e, ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	C/N Verhält- nis Boden	C _{org} im Boden (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Intensiv	-0,27	–	0,97	5,20	–	79,93	0,118	0,004	0,85	0,0021	Deutschland	<i>Lolium perenne</i>	–	0	18,2	30,9	Beyer et al. (2015)
Intensiv	-0,27	8,77	28,21	20,71	32,26	77,92	-0,955	-0,034	0,02	0,0000			7,00	0	18,2	30,9	
Intensiv	-0,27	5,91	21,61	10,74	21,67	73,70	-0,116	-0,004	0,06	0,0002			6,62	0	18,2	30,9	
Intensiv	-0,27	4,74	17,33	8,98	17,38	89,43	-0,043	-0,002	0,00	0,0000			5,09	0	18,2	30,9	
Intensiv	-0,30	–	–	–	–	–	0,003	0,000	6,10	0,0146	Niederlande	Gras (nicht näher bezeichnet)	–	300	9,6	15,6	Langeveld et al (1997)
Intensiv	-0,30	–	–	–	–	–	-0,006	0,000	3,71	0,0089			–	300	9,6	15,6	
Intensiv	-0,50	–	–	–	–	–	-0,008	0,000	16,17	0,0388			–	300	12	22,3	
Intensiv	-0,50	–	–	–	–	–	-0,008	0,000	7,42	0,0178			–	300	12	22,3	
Intensiv	–	–	–	–	–	–	5,563	0,199	0,83	0,0020	Finnland	<i>Molinia, Carex, Trichophorum aespitosum, Sphagnum pilosum</i>	–	80	18,8	49	Nykanen et al. (1995)
Intensiv	–	–	–	–	–	–	9,670	0,345	–	–			–	80	18,8	49	
Intensiv	-0,55	–	–	4,00	23,80	–	–	–	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne, Poa pratensis</i>	12,00	388	–	–	Schrier-Uijl et al. (2014)
Intensiv	-0,55	7,46	–	7,00	26,80	–	5,684	0,203	–	–			12,00	388	–	–	
Intensiv	-0,55	4,92	–	-2,00	17,80	–	4,536	0,162	–	–			12,00	388	–	–	
Intensiv	-0,55	7,42	–	7,00	26,80	–	4,088	0,146	–	–			12,00	388	–	–	
Intensiv	-0,42	–	–	14,00	25,00	106,00	–	–	–	–	Dänemark	<i>Lolium perenne</i>	6,82	0	18	16	Elsgaard et al. (2012)
Intensiv	-0,40	–	–	17,00	29,47	93,00	–	–	–	–			7,73	0	25	30	
Intensiv	-0,65	–	–	2,53	19,76	69,19	–	–	0,40	0,0010	Dänemark	<i>Phragmites australis</i>	10,44	60	12	38,5	Kandel et al. (2013)
Intensiv	-1,50	–	–	–	–	–	-0,046	-0,002	0,70	0,0017	Estonia	<i>Elymu, Urtica dioica</i>	–	0	12,78	17	Mander et al. (2012)
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	3,136	0,112	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	–	–	10	24	Schrier-Uijl et al. (2008)
Intensiv	0,00	–	–	–	–	–	13,776	0,492	–	–			–	–	10	24	
Intensiv	-0,50	–	–	–	–	–	5,684	0,203	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	–	–	–	–	Schrier-Uijl et al. (2010)
Intensiv	-0,50	–	–	–	–	–	4,536	0,162	–	–			–	–	–	–	
Intensiv	-0,50	–	–	–	–	–	4,088	0,146	–	–			–	–	–	–	
Intensiv	-0,40	–	–	4,49	20,99	56,80	–	–	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	9,00	17,4	10	24	Veenendaal et al. (2007)
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	0,87	0,0021	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	–	0	–	–	Velthof et al. (1996)
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	3,33	0,0080			–	266	–	–	
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	4,96	0,0119			–	521	–	–	
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	0,75	0,0018			–	0	–	–	
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	4,00	0,0096			–	464	–	–	
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	7,20	0,0173			–	712	–	–	
Intensiv	-0,55	–	–	–	–	–	–	–	1,21	0,0029			–	0	–	–	
Intensiv	-0,55	–	–	–	–	–	–	–	8,41	0,0202			–	161	–	–	
Intensiv	-0,55	–	–	–	–	–	–	–	14,99	0,0360			–	356	–	–	
Intensiv	-0,55	–	–	–	–	–	–	–	1,75	0,0042			–	0	–	–	
Intensiv	-0,55	–	–	–	–	–	–	–	6,62	0,0159			–	323	–	–	

Fortsetzung Tabelle 5

Land-nutzungs-system	Mittl. Grundwasserstand (m)	Kohlenstoff-emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt-emissionen t CO ₂ e, ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e.)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e.)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ ya ⁻¹	C/N Verhältnis Boden	C _{org} im Boden (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Intensiv	-0,22	-	—	—	—	—	-0,006	0,000	—	—	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	—	426	—	—	van den Pol-van Dasselaar et al. (1997)
Intensiv	-0,22	—	—	—	—	—	0,002	0,000	—	—			—	426	—	—	
Intensiv	-0,42	—	—	—	—	—	-0,011	0,000	—	—			—	0	—	—	
Intensiv	-0,42	—	—	—	—	—	-0,008	0,000	—	—			—	378	—	—	
Intensiv	-0,42	—	—	—	—	—	-0,008	0,000	—	—			—	378	—	—	
Intensiv	-0,55	—	—	—	—	—	-0,045	-0,002	3,18	0,0076	Dänemark	Gras (nicht näher bezeichnet)	—	15	18,2	15,7	Petersen et al. (2012)
Intensiv	-0,60	—	—	—	—	—	0,784	0,028	1,86	0,0045			—	15	27,7	42,7	
Intensiv	-0,40	—	—	—	—	—	1,316	0,047	3,71	0,0089			—	15	25,1	29,7	
Intensiv	-0,45	—	—	5,24	19,17	129,10	—	—	—	—	Deutschland	Gras (nicht näher bezeichnet)	8,64	93,3	11	15,87	Eickenscheidt et al. (2015)
Intensiv	-0,76	—	—	—	—	—	-0,031	1,749	1,75	0,0042	Deutschland	Gras (nicht näher bezeichnet)	—	93	16,3	42,9	Flessa et al. (1998)
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	0,58	0,0014	Deutschland	Gras (nicht näher bezeichnet)	—	0	11,9	35,6	Augustin et al. (1998)
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	1,71	0,0041			—	0	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	0,13	0,0003			—	0	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	0,75	0,0018			—	60	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	1,71	0,0041			—	60	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	0,21	0,0005			—	60	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	1,42	0,0034			—	120	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	2,12	0,0051			—	120	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	0,25	0,0006			—	120	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	6,54	0,0157			—	480	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	3,00	0,0072			—	480	11,9	35,6	
Intensiv	—	—	—	—	—	—	—	—	2,04	0,0049			—	480	11,9	35,6	
Intensiv	-0,42	—	—	—	—	—	-0,008	0,000	—	—	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	—	426	—	—	van den Pol-van Dasselaar et al. (1999b)
Intensiv	-0,22	—	—	—	—	—	-0,003	0,000	—	—			—	378	—	—	
Intensiv	-0,38	—	—	—	—	—	—	—	13,91	0,0334	Niederlande	Gras (nicht näher bezeichnet)	—	507	—	—	van Beek et al. (2011)
Intensiv	-0,45	—	—	—	—	—	—	—	11,37	0,0273			—	502	—	—	
Intensiv	-0,34	—	—	—	—	—	—	—	5,33	0,0128			—	321	—	—	
Intensiv	-0,41	—	—	—	—	—	—	—	4,62	0,0111			—	557	—	—	
Intensiv	-0,14	—	—	—	—	—	—	—	1,12	0,0027			—	481	—	—	
Intensiv	-0,13	—	—	—	—	—	—	—	2,67	0,0064			—	506	—	—	
Intensiv	-0,19	—	—	—	—	—	—	—	11,41	0,0274			—	303	—	—	
Intensiv	-0,24	—	—	—	—	—	—	—	8,37	0,0201			—	395	—	—	
Intensiv	-0,21	—	—	—	—	—	—	—	0,50	0,0012	Deutschland	<i>Poa pratensis</i> , <i>Koeleria macrantha</i>	8,97	0	11,3	16,7	Eickenscheidt et al. (2014)
Intensiv	-0,26	—	—	—	—	—	—	—	0,75	0,0018			10,03	252	11,3	16,7	
Intensiv	-0,33	—	—	—	—	—	—	—	1,29	0,0031			13,04	174	11,3	16,7	
Intensiv	-0,40	10,45	40,00	8,60	38,30	68,41	0,034	0,001	1,67	0,0040	Dänemark	<i>Phalaris arundinacea</i>	18,00	60	11,6	36	Karki et al. (2015)

Fortsetzung Tabelle 5

Land- nutzungs- system	Mittl. Grund- wasser- stand (m)	Kohlenstoff- emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt- emissionen t CO ₂ e, ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	C/N Verhält- nis Boden	C _{org} im Boden (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Intensiv	-0,24	–	–	–	–	–	–	–	5,00	0,0120	Niederlande	Gras (nicht näher bezeichnet)	–	521	9,6	15,6	van Beek et al. (2010)
Intensiv	-0,21	–	–	–	–	–	–	–	7,08	0,0170			–	713	9,6	15,6	
Intensiv	-0,23	–	–	–	–	–	–	–	5,41	0,0130			–	232	9,6	15,6	
Intensiv	-0,23	–	–	–	–	–	–	–	4,16	0,0100			–	241	9,6	15,6	
Intensiv	-0,12	–	–	–	–	–	–	–	2,50	0,0060			–	252	9,6	15,6	
Intensiv	-0,40	–	–	–	–	–	–	–	14,99	0,0360			–	355	12	22,3	
Intensiv	-0,35	–	–	–	–	–	–	–	16,24	0,0390			–	544	12	22,3	
Intensiv	-0,31	–	–	–	–	–	–	–	7,50	0,0180			–	197	12	22,3	
Intensiv	-0,45	–	–	–	–	–	–	–	13,33	0,0320			–	324	12	22,3	
Intensiv	-0,33	–	–	–	–	–	–	–	9,58	0,0230			–	450	12	22,3	
Intensiv	-0,21	–	–	–	–	–	0,250	0,009	1,96	0,0047	Deutschland	<i>Lolium perenne</i>	10,7	300	15,7	37,4	Poyda et al. (2016)
Intensiv	-0,21	12,82	51,26	33,37	46,94	97,59	0,620	0,022	3,71	0,0089			8,2	300	15,7	37,4	
Intensiv	-0,21	–	–	25,30	–	90,57	0,650	0,023	2,46	0,0059			–	300	15,7	37,4	
Intensiv	-0,33	–	–	–	–	–	0,040	0,001	4,75	0,0114			13,2	260	12,4	17,9	
Intensiv	-0,33	15,90	63,56	41,80	58,30	108,53	0,056	0,002	5,21	0,0125			10	260	12,4	17,9	
Intensiv	-0,33	–	–	41,07	–	91,30	0,002	0,000	8,04	0,0193			–	260	12,4	17,9	
Intensiv	-0,45	–	–	58,08	70	136,99	–	–	–	–	Deutschland	<i>Lolium perenne</i>	7,39	16,87	11	16,87	Eickenscheidt et al. (2015)
Intensiv	-0,52	18,48	68,48	51,08	67,76	147,62	-0,03	-0,001	0,749	0,0018			10,34	16,87	11	16,87	
Intensiv	-0,45	–	–	5,236	19,17	129,10	–	–	–	–			8,64	15,87	11	15,87	
Intensiv	-0,50	19,47	72,68	49,65	71,39	158,25	-0,01	0,000	1,29	0,0031			13,48	15,87	11	15,87	
Extensiv	-0,45	–	–	-0,90	15,60	–	–	–	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i> , <i>Poa trivialis</i>	10,00	0	–	–	Schrier-Uijl et al. (2014)
Extensiv	-0,45	6,82	–	8,00	24,50	–	4,396	0,157	–	–			10,00	0	–	–	
Extensiv	-0,45	5,45	–	3,00	19,50	–	5,040	0,180	–	–			10,00	0	–	–	
Extensiv	-0,45	6,80	–	8,00	24,50	–	4,564	0,163	–	–			10,00	0	–	–	
Extensiv	-0,37	–	–	32,50	42,50	136,00	–	–	–	–	Dänemark	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Rumex patientia</i>	6,20	–	18	15	Görres et al. (2014)
Extensiv	-0,37	–	–	16,50	30,50	125,00	–	–	–	–			8,64	–	18	20	
Extensiv	-0,73	–	–	13,50	16,50	72,00	–	–	–	–			0,18	–	25	45,5	
Extensiv	-0,20	–	–	23,50	42,50	112,00	–	–	–	–	Niederlande	<i>Juncaceae</i>	11,77	–	25	23,5	
Extensiv	-0,40	–	–	–	–	–	2,576	0,092	–	–			–	0	11,5	15	
Extensiv	-0,00	–	–	–	–	–	6,328	0,226	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	–	0	11,5	15	Schrier-Uijl et al. (2010)
Extensiv	-0,33	–	–	–	–	–	4,396	0,157	–	–			–	0	–	–	
Extensiv	-0,33	–	–	–	–	–	5,040	0,180	–	–			–	0	–	–	
Extensiv	-0,33	–	–	–	–	–	4,564	0,163	–	–			–	0	–	–	
Extensiv	-0,16	–	–	–	–	–	2,688	0,096	–	–	Niederlande	<i>Lolium</i> , <i>Bryopsida</i>	–	0	–	–	van den Pol-van Dasselaar et al. (1999a)
Extensiv	-0,18	–	–	–	–	–	2,408	0,086	–	–			–	0	–	–	
Extensiv	-0,21	–	–	–	–	–	1,680	0,060	–	–			–	0	–	–	
Extensiv	-0,07	–	–	–	–	–	5,080	0,181	–	–		<i>Bryopsida</i> , <i>Juncaceae</i>	3–5 ton DM ha ⁻¹ a ⁻¹	0	–	–	
Extensiv	-0,10	–	–	–	–	–	3,108	0,111	–	–			0	–	–	–	
Extensiv	-0,09	–	–	–	–	–	2,996	0,107	–	–			0	–	–	–	
Extensiv	-0,09	–	–	–	–	–	6,272	0,224	–	–		<i>Phragmites australis</i> /, Gras (nicht näher bezeichnet)	17	–	–	–	
Extensiv	-0,12	–	–	–	–	–	7,784	0,278	–	–			17	–	–	–	
Extensiv	-0,13	–	–	–	–	–	5,712	0,204	–	–			17	–	–	–	

Fortsetzung Tabelle 5

Land-nutzungs-system	Mittl. Grund-wasser-stand (m)	Kohlenstoff-emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt-emissionen t CO ₂ e, ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	C/N Verhält- -nis Boden	C _{org} im Bode n (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Extensiv	-0,39	8,56	31,95	23,10	31,39	68,20	0,112	0,004	0,45	0,0011	Deutschland	<i>Molinia caerulea</i>	5,14	0	29	34,3	Leiber-Sauheittl et al. (2014)
Extensiv	-0,11	3,48	19,82	11,00	12,03	31,53	7,579	0,271	0,21	0,0005			0,64	0	28	51,7	
Extensiv	-0,22	4,50	17,38	14,30	16,39	38,13	0,784	0,028	0,21	0,0005			1,30	0	28	47,7	
Extensiv	-0,17	3,73	18,70	11,73	13,16	35,20	5,264	0,188	0,27	0,0007			0,89	0	28	47,7	
Extensiv		–	–	-0,31	14,62	55,74	–	–	–	–	Niederlande	<i>Lolium perenne</i>	9,30	0	11,5	15	Veenendaal et al. (2007)
Extensiv	-0,46	–	–	–	–	–	-0,039	8,245	8,25	0,0198	Deutschland	Gras (nicht näher bezeichnet)	–	0	13,5	36,6	Flessa et al. (1998)
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	1,87	0,0045	Deutschland	Gras (nicht näher bezeichnet)	–	0	11,9	35,6	Augustin et al. (1998)
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	2,00	0,0048			–	0	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	0,38	0,0009			–	0	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	0,13	0,0003			–	0	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	0,12	0,0003			–	0	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	0,19	0,0005			–	0	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	2,00	0,0048			–	76	11,9	35,6	
Extensiv	–	–	–	–	–	–	–	–	4,75	0,0114			–	76	11,9	35,6	
Extensiv	-0,60	–	–	–	–	–	0,090	0,003	–	–		<i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaris canariensis</i>	–	0	16,8	31,9	
Extensiv	-0,60	–	–	–	–	–	0,049	0,002	–	–			–	0	16,8	31,9	
Extensiv	-0,25	–	–	–	–	–	0,243	0,009	–	–			–	0	16,8	31,9	
Extensiv	-0,25	–	–	–	–	–	0,679	0,024	–	–			–	0	16,8	31,9	
Extensiv	–	5,84	22,08	8,54	21,41	85,14	0,000	0,000	0,66	0,0016	Irland	<i>Holcus lanatus</i>	7,80	67,44	17	38,1	Renou-Wilson et al. (2014)
Extensiv	0,00	3,68	17,30	1,19	13,07	20,50	4,230	0,151	0,00	0,0000	Deutschland	<i>Phalaris australis</i>	7,20	0	11,3	30	Günther et al. (2014)
Extensiv	-0,09	0,84	3,65	-3,17	3,03	24,00	0,620	0,022	0,00	0,0000			3,76	0	11,3	30	
Extensiv	0,03	2,58	13,10	2,59	9,04	25,00	4,060	0,145	0,00	0,0000		<i>Typha latifolia</i>	3,91	0	11,4	30	
Extensiv	0,06	3,37	12,98	1,61	12,28	21,00	0,700	0,025	0,00	0,0000			6,47	0	11,4	30	
Extensiv	0,10	4,41	31,14	1,08	14,54	20,00	16,600	0,593	0,00	0,0000		<i>Carex</i> spp,	8,16	0	13	40	
Extensiv	0,05	-0,22	0,41	-6,28	-0,93	22,00	1,340	0,048	0,00	0,0000			3,24	0	13	40	
Naturnah	-0,20	2,52	13,01	-3,04	8,84	16,00	4,170	0,149	0,00	0,0000		<i>Phalaris australis</i>	7,20	0	11,3	30	
Naturnah	-0,19	2,38	9,12	2,50	8,70	28,00	0,420	0,015	0,00	0,0000			3,76	0	11,3	30	
Naturnah	-0,06	1,43	8,47	-1,56	4,89	16,50	3,580	0,128	0,00	0,0000		<i>Typha latifolia</i>	3,91	0	11,4	30	
Naturnah	-0,04	3,88	15,13	3,45	14,12	18,00	1,010	0,036	0,00	0,0000			6,47	0	11,4	30	
Naturnah	-0,01	4,12	31,06	-0,10	13,36	15,50	17,700	0,632	0,00	0,0000		<i>Carex</i> spp,	8,16	0	13	40	
Naturnah	-0,03	2,30	9,41	2,97	8,32	22,50	1,090	0,039	0,00	0,0000			3,24	0	13	40	

Fortsetzung Tabelle 5

Land-nutzungs-system	Mittl. Grund-wasser-stand (m)	Kohlenstoff-emissionen (NECB) t C ha ⁻¹ a ⁻¹	THG Gesamt-emissionen t CO ₂ e, ha ⁻¹ a ⁻¹	NEE (CO ₂)	NBE (CO ₂)	R _{eco} (CO ₂)	CH ₄ (CO ₂ e,)	CH ₄	N ₂ O (CO ₂ e,)	N ₂ O-N	Land	Pflanzenart/ Vegetationsform	Ertrag t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Dünger kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	C/N Verhält-nis Boden	C _{org} im Boden (%)	Quelle
Emissionen in t ha ⁻¹ a ⁻¹																	
Naturnah	-0,05	–	–	-10,12	–	31,86	–	–	0,00	0,0000	Niederlande	<i>Holcus lanatus</i>	–	0	15,5	–	Hendriks et al. (2007)
Naturnah	-0,05	–	–	-11,40	–	31,75	2,233	0,080	0,00	0,0000			–	0	15,5	–	
Naturnah	-0,25	-2,58	–	-10,00	-10,00	–	5,348	0,191	–	–	Niederlande	<i>Holcus lanatus</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	–	–	Schrier-Uijl et al. (2014)
Naturnah	-0,25	-1,57	–	-10,00	-10,00	–	5,740	0,205	–	–			0	0	–	–	
Naturnah	-0,25	-5,03	–	-19,00	-19,00	–	5,544	0,198	–	–			0	0	–	–	
Naturnah	-0,25	-3,96	–	-15,00	-15,00	–	4,928	0,176	–	–			0	0	–	–	
Naturnah	-0,04	–	–	–	–	–	10,900	0,389	0,03	0,0001	Polen	<i>Typha latifolia</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	30	42	Juszczak und Augustin (2013)
Naturnah	-0,20	-0,78	–	22,73	-2,93	–	0,747	0,027	–	–	Dänemark	<i>Phalaris arundinacea</i>	12	0	15,6	26	Askaer et al. (2011)
Naturnah	-0,60	–	–	–	–	–	–	–	0,31	0,0007	Dänemark	<i>Phalaris arundinacea</i>	–	0	11	25	Jørgensen und Elberling et al. (2012)
Naturnah	-0,05	–	–	–	–	–	8,911	0,318	–	–	Deutschland	<i>Phalaris arundinacea</i>	–	0	16,8	31,9	Augustin et al. (1998)
Naturnah	-0,05	–	–	–	–	–	19,458	0,695	–	–			–	0	16,8	31,9	
Naturnah	0,15	-6,80	–	-32,87	–	–	30,464	1,088	–	–	USA	<i>Typha latifolia</i> <i>Peltandra virginica</i>	3,00	0	–	–	Whiting und Chanton (2001)
Naturnah	0,15	-8,91	–	-42,46	–	–	49,280	1,760	–	–			3,00	0	–	–	
Naturnah	-0,11	–	–	–	–	–	1,440	0,051	1,374	0,0033	Deutschland	<i>Phalaris australis</i>	0	0	17,7	35	Poyda et al. (2016)
Naturnah	-0,11	4,00	18,97	14,30	14,30	75,90	3,710	0,133	0,9578	0,0023			0	0	17,7	35	
Naturnah	-0,11	1,73	9,11	6,23	6,23	65,63	1,010	0,036	1,8739	0,0045			0	0	17,7	35	
Naturnah	-0,03	-0,76	0,48	-3,15	-3,15	-3,15	3,733	0,133	-0,1	-0,0002	Weißrussland	<i>Eriophorum–Carex</i>	0	0	18,5	42,2	Minke et al. (2016)
Naturnah	-0,03	1,21	8,34	-0,26	4,03	4,03	4,107	0,147	0,2	0,0005			2,13	0	18,5	42,2	
Naturnah	0,08	-0,71	3,02	-3,23	-3,23	-3,23	6,347	0,227	-0,1	-0,0002		<i>Carex–Equisetum</i>	0	0	16,8	43	
Naturnah	0,08	0,92	7,45	0,88	2,90	2,90	4,853	0,173	-0,3	-0,0007			1	0	16,8	43	
Naturnah	0,14	-4,86	-3,98	-19,36	-19,36	-19,36	15,680	0,560	-0,3	-0,0007		<i>Phragmites–Carex</i>	0	0	16,8	43,8	
Naturnah	0,14	0,03	11,63	-12,06	-1,21	-1,21	13,440	0,480	-0,6	-0,0014			5,38	0	16,8	43,8	
Naturnah	0,10	2,11	28,54	5,54	5,54	5,54	22,400	0,800	0,6	0,0014		<i>Typha–Hydrocharis</i>	0	0	14,8	41,4	
Naturnah	0,02	2,14	31,14	-4,14	5,35	5,35	25,387	0,907	0,4	0,0010			4,71	0	14,8	41,4	
Naturnah	0,10	2,52	38,09	6,09	6,09	6,09	32,107	1,147	-0,1	-0,0002		<i>Carex–Lysimachia</i>	0	0	16,7	43,3	
Naturnah	0,04	6,00	51,02	7,92	18,88	18,88	31,733	1,133	0,4	0,0010			5,44	0	16,7	43,3	
Naturnah	0,02	2,15	–	7,50	7,50	48,28	3,700	0,132	–	–	Deutschland	<i>Typha latifolia</i>	0	0	–	–	Franz et al. (2016)

(NECB – *Net Ecosystem Carbon Balance* (Netto-Ökosystem-Kohlenstoffbilanz); THG – Treibhausgase; NEE – Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch); NBE – Net Biome Exchange (Nettobiozönoseaustausch); R_{eco} – Ökosystemrespiration, TM – Trockenmasse; Intensive – Intensives Grünland; Extensiv – Extensives Grünland; Naturnah – Naturnahes Niedermoor; Freie Felder (-) = fehlende Werte (wurden in der Originalquelle nicht ermittelt/angegeben, sowie daher nicht berechenbar)

5.3.2 Grundwasserflurabstände in den Landnutzungssystemen

Da der Grundwasserflurabstand diejenige Größe ist, die die Nutzungsintensität und die Treibhausgasemissionen von Niedermooren am stärksten beeinflusst (IPCC, 2014), wurde dieser für die vier Landnutzungssysteme separat ausgewertet (siehe Tabelle 1). Die mittleren Grundwasserflurabstände nehmen mit der Nutzungsintensität von Acker über Grünland bis zum naturnahen Niedermoor ab (siehe Abbildung 1) die Unterschiede sind zwischen allen Landnutzungssystemen signifikant. Bei Acker liegt der mittlere Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode bei 0,81 m ($n = 16$) und über das gesamte Jahr betrachtet bei 0,55 m ($n = 27$; IntQA.: 0,27 m). Auf intensivem Grünland beträgt der mittlere Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode 0,60 m ($n = 39$) und 0,39 m ($n = 78$; IntQA.: 0,23 m), gemittelt über das gesamte Jahr. Auf extensivem Grünland wurde ein mittlerer Grundwasserflurabstand von 0,37 m ($n = 20$) in der Vegetationsperiode und 0,25 m ($n = 38$; IntQA.; 0,31 m) über das gesamte Jahr ermittelt. Mit Grundwasserflurabständen von 0,07 m ($n = 18$) in der Vegetationsperiode und 0,06 m (IntQA. 0,15 m; $n = 33$) über das ganze Jahr sind naturnahe Niedermoore durch die daraus resultierende geringe Tragfähigkeit mit landwirtschaftlicher Standardtechnik nicht nutzbar (Kraschinski, 2001; Prochnow et al. 1999).

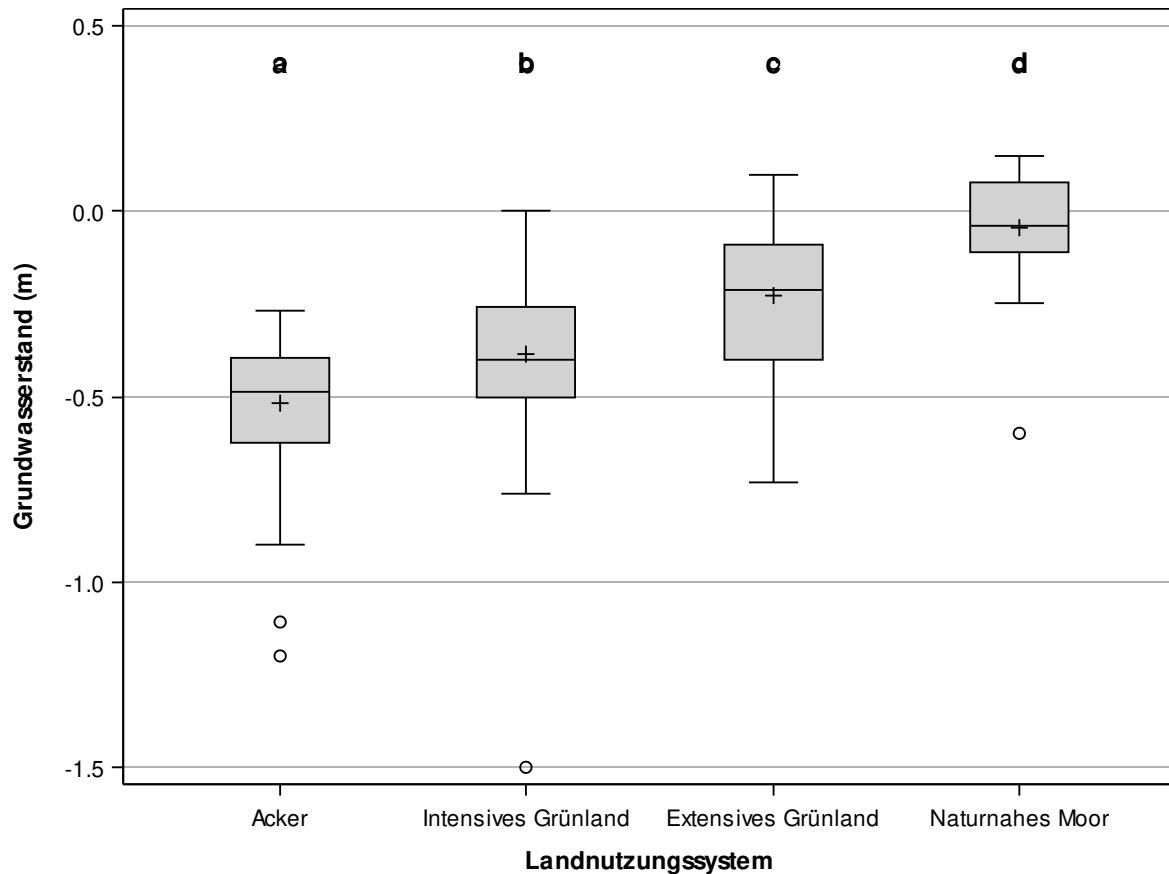


Abbildung 1: Mittlere jährliche Grundwasserflurabstände für die vier Landnutzungssysteme auf Niedermoor

(Unterschiedliche Kleinbuchstaben weisen auf signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 0,05 hin. (+) markiert die mittleren jährlichen Grundwasserflurabstände. Die obere und untere Begrenzung der Box bilden das erste und dritte Quantil ab, die Linie innerhalb der Box kennzeichnet den Median. Kreise außerhalb der Box beschreiben die Ausreißer.)

5.3.3 CO₂-Emissionen

Im Allgemeinen steigen die CO₂-Emissionen mit der Bewirtschaftungsintensität. Die höchsten Emissionen entstehen auf intensivem Grünland und Acker, die niedrigsten Emissionen auf naturnahen Niedermooren (siehe Abbildung 3). Die Unterschiede der CO₂-Emissionen sind zwischen Acker, intensivem und extensivem Grünland jedoch nicht signifikant. Signifikante Unterschiede sind nur zwischen diesen drei Systemen und naturnahen Niedermooren festzustellen.

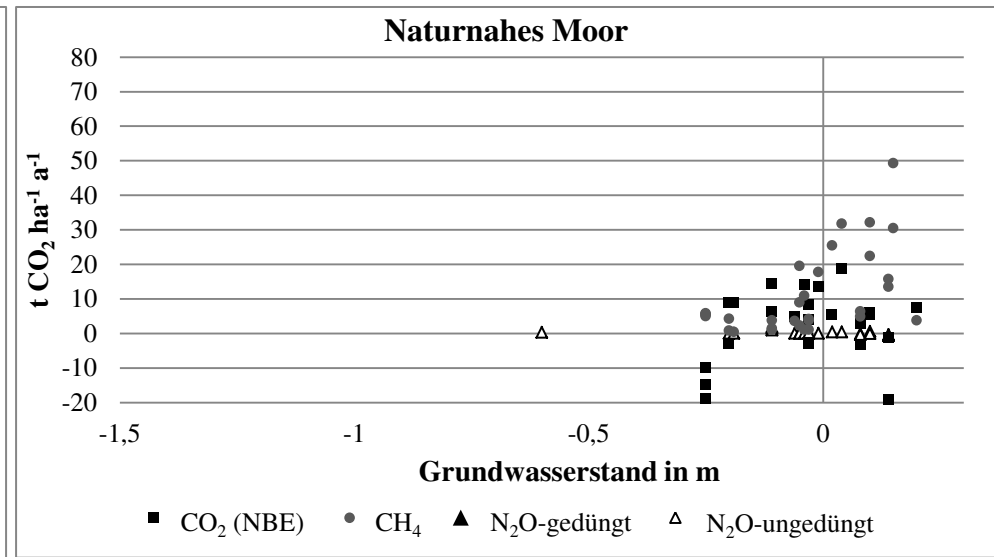
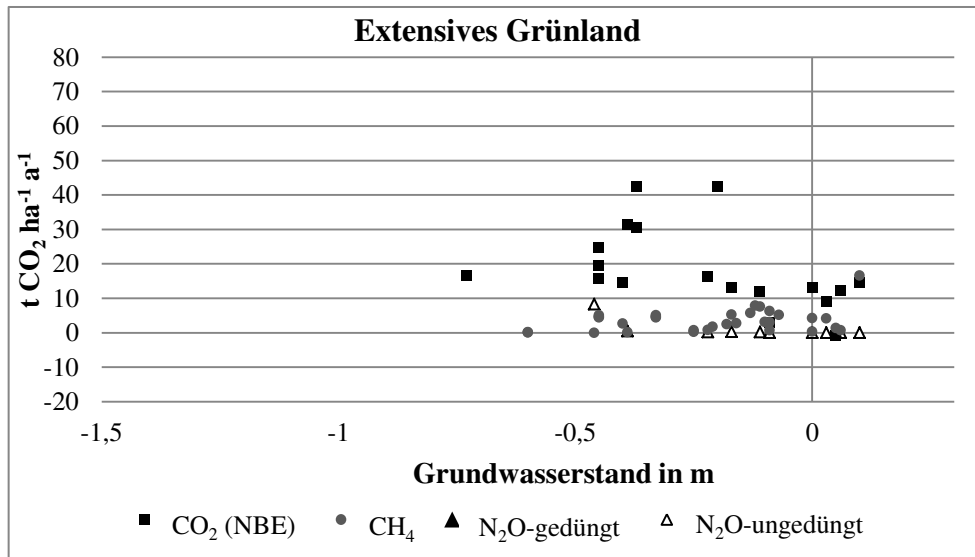
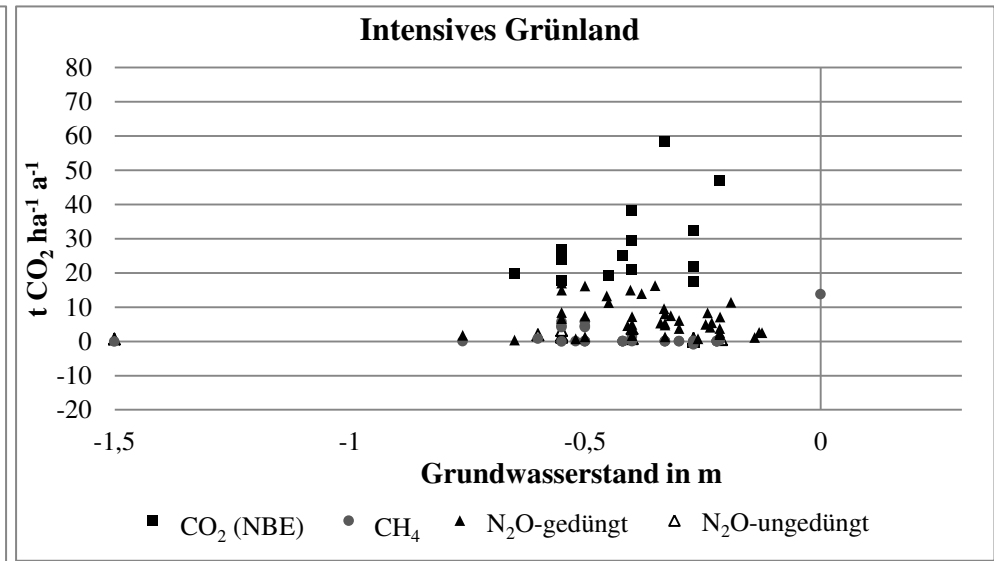
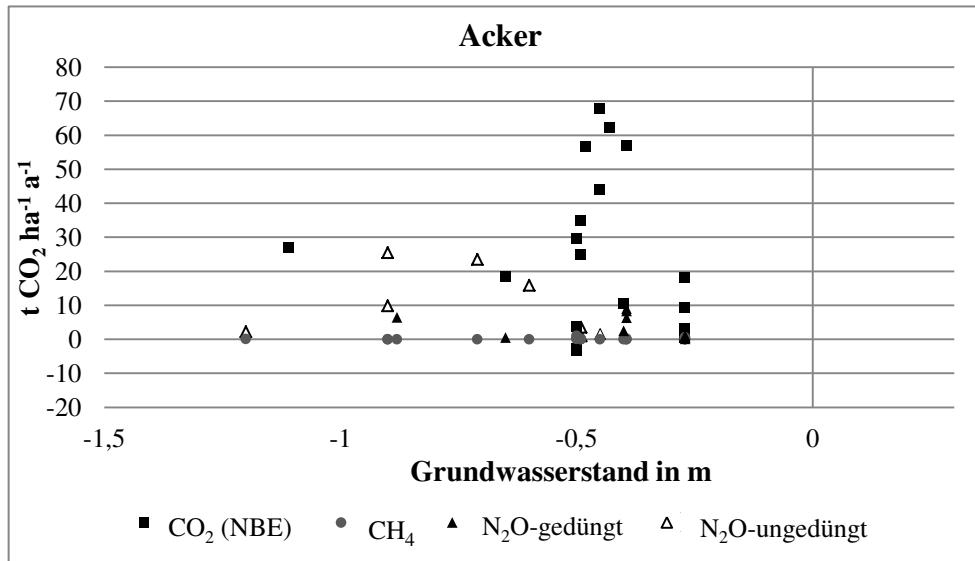


Abbildung 2: Treibhausgasemissionen aus temperierten Niedermooren in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem und Grundwasserflurabstand
(Die Geländeoberkannte liegt bei 0 m. Bei negativem Vorzeichen liegt der Grundwasserstand unter und bei positivem Vorzeichen über der Geländeoberkannte.)

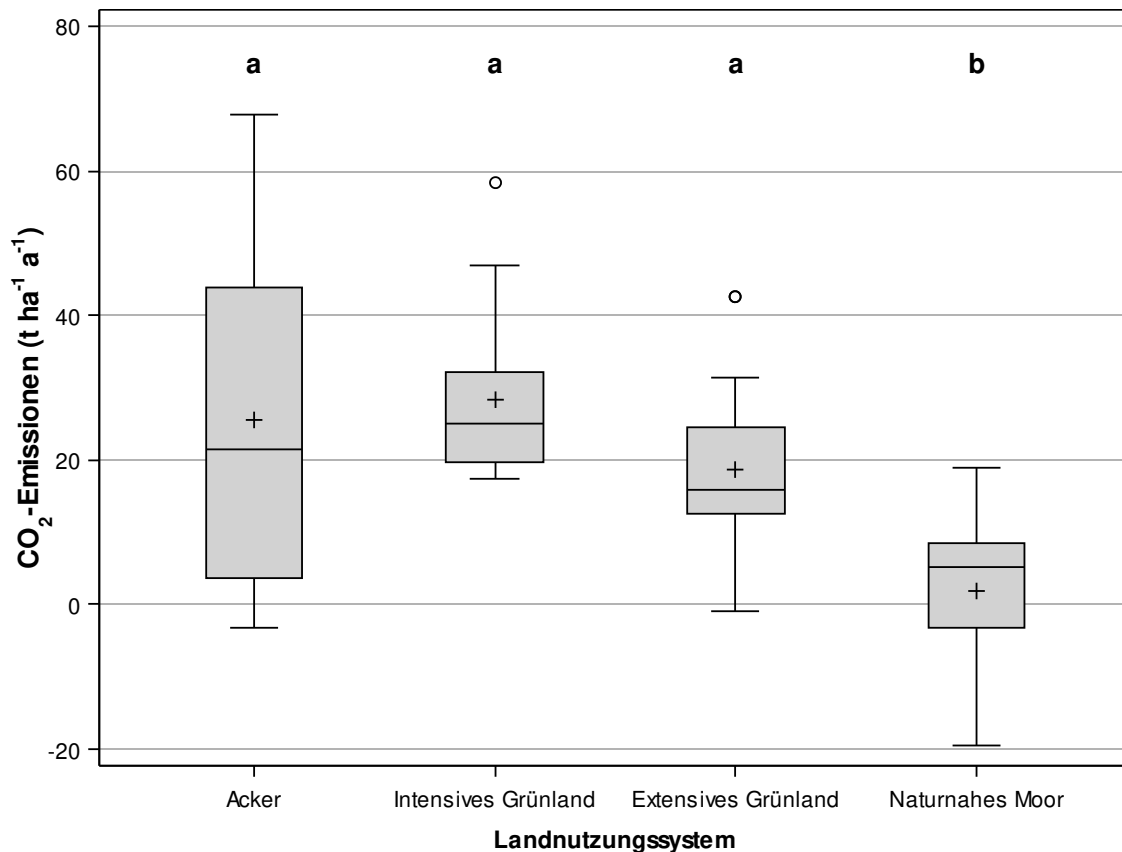


Abbildung 3: CO₂-Emissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone

(Unterschiedliche Kleinbuchstaben weisen auf signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 0,05 hin. (+) markiert die mittleren jährlichen CO₂-Emissionen. Die obere und untere Begrenzung der Box bildet das erste und dritte Quantil ab, die Linie innerhalb der Box kennzeichnet den Median. Kreise außerhalb der Box beschreiben die Ausreißer.)

Acker als intensivste Bewirtschaftungsform weist mittlere CO₂-Emissionen in Höhe von 25,58 t ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 40,11 t CO₂; n = 18) auf. Dieser Wert liegt mit 12 % etwas unterhalb des vom IPCC (2014) angegebenen Wertes für dränierte Äcker in Höhe 7,90 t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ (29,00 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹). Die niedrigsten CO₂-Emissionen von -3,26 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹, was einer Sequestration entspricht, wurden auf Acker von Pohl et al. (2015) bei einem angenommenen Körnermaisertrag von ca. 7 t TM ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt. In der Studie lagen die Emissionen über die Versuchsjahre zwischen -3,26 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ und 29,63 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹. Unter den hier ausgewerteten Studien ist dies die einzige Veröffentlichung, die von einer gemessenen Kohlenstoffsequestrierung auf einem Niedermoor-Ackerstandort berichtet. Pohl et al. (2015) erklären diese Kohlenstoffsequestrierung mit einer hohen Biomasseproduktion, verbunden mit einer umfangreichen Kohlenstoffspeicherung in den Wurzeln und der großen Masse an Ernteresten bei der Körnermaisernte. Eickenscheidt et al. (2015) hingegen haben maximale Emissionswerte auf Acker in Höhe von 67,90 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. Jedoch betrachten sie

ihre Messergebnisse kritisch, da keine weiteren Autoren solch hohe Emissionen gemessen haben (siehe Abbildung 3 und Tabelle 5).

Daher ergeben sich auf Acker von allen ausgewerteten Emissionen die größten Schwankungen unter den vier Landnutzungssystemen. Die maximale Differenz zwischen der gemessenen CO₂-Sequestrierung (Pohl et al., 2015) und der gemessenen maximalen CO₂-Emission (Eickenscheidt et al., 2015) beträgt 71,20 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹.

Die mittleren CO₂-Emissionen für **intensives Grünland** sind mit 28,30 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 12,50 t CO₂; n = 15), wenn auch nicht signifikant, um 2,72 t ha⁻¹ a⁻¹ höher als die auf Acker ermittelten mittleren CO₂-Emissionen (25,58 t ha⁻¹ a⁻¹; IntQA.: 44,11 t CO₂; n = 18). Der IPCC (2014) geht hingegen davon aus, dass von organischen Grünlandböden im Mittel weniger CO₂ emittiert wird als von organischen Ackerböden. Bei der Auswertung für die vorliegende Arbeit wurden drei Werte von Eickenscheidt et al. (2015) statistisch als Ausreißer identifiziert und aus den Berechnungen ausgeklammert, da die angegebenen CO₂-Emissionen von bis zu 71,00 t ha⁻¹ a⁻¹ fast doppelt so hoch sind wie die in den meisten anderen Veröffentlichungen (siehe Tabelle 5). Die vom IPCC angegebenen mittleren Werte in Höhe von 22,40 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ für tief entwässertes, nährstoffreiches Grünland (IPCC, 2014), liegen mit 21 % deutlich unter den hier ermittelten CO₂-Emissionen.

Eine mögliche Ursache für die hier ermittelten geringeren mittleren CO₂-Emissionen vom Ackerland könnte darin vermutet werden, dass aufgrund der regelmäßigen Bodenbearbeitung durch Pflügen, Grubbern und Scheiben mit einem stärkeren Austrocknen des Oberbodens zu rechnen ist. Durch die regelmäßige Durchlüftung des Bodens, die geringere Trockenrohdichte, den saisonal größeren Grundwasserflurabstand und eine höhere Evapotranspiration (Schilling et al., 2000; Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2015; Mathew et al., 2012; Tangyuan et al. 2009) könnte die mikrobiologische Aktivität und somit die Mineralisationsrate vermindern sein (Kutzner, Jahr unbekannt). Im Gegensatz dazu findet auf Grünland keine Bodenbearbeitung statt. Der Boden wird durch das Walzen der Grasnarbe im Frühjahr und das regelmäßige Befahren mit Landmaschinen während der einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen verdichtet. Dadurch werden Hohlräume vertikaler „Trockenrisse“ sowie waagerechter Frosthebungen des Torfes geschlossen. Dies kann zu einer höheren Kapillarität und damit zu einer Durchfeuchtung mit aufsteigendem Grundwasser in Trockenphasen führen (DLG Ausschuss für Pflanzenschutz, 2013). Zum anderen können durch Bodenverdichtungen vertikale Grobporen unterbrochen werden, was

nach Niederschlägen zu einem verringerten Austausch von Luft und Wasser zwischen dem Ober- und Unterboden führen kann (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2009). Dadurch ist der Oberboden länger nass, was sich positiv auf die Mineralisation auswirken kann.

Auf **extensivem Grünland** liegen die mittleren CO₂-Emissionen bei 18,81 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 11,82 t CO₂; n = 20). Dieser Mittelwert ist um 6,77 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ niedriger als auf Acker. Dennoch ist der Unterschied nicht signifikant. Dieser Wert liegt aber deutlich über den vom IPCC (2014) angegebenen Emissionen in Höhe von 13,20 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ für gering entwässertes, nährstoffreiches Grünland. Die geringen Emissionen für extensives Grünland im Vergleich zum intensiven Grünland können mit dem geringeren Grundwasserflurabstand und den damit einhergehenden eher anaeroben Bedingungen im Oberboden erklärt werden.

Naturnahe Niedermoore unterscheiden sich mit 1,88 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 2,32 t CO₂; n = 24) signifikant von den anderen betrachteten Landnutzungssystemen. Sie weisen die niedrigsten CO₂-Emissionen auf. Bei 38 % der Messungen fand CO₂-Sequestrierung aus der Atmosphäre statt. CO₂-Emissionen in die Atmosphäre wurden bei 62 % der Messungen festgestellt.

CO₂-Emissionen sind standortabhängig. Dies zeigen Vergleiche unter ähnlichen Bedingungen wie Grundwasserflurabstand und Pflanzenart. So haben Karki et al. (2015) unter Gerste (*Hordeum vulgare* L.) bei einem mittleren Grundwasserflurabstand von 0,40 m Emissionen von 10,29 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Hingegen haben Elsgaard et al. (2012) ebenfalls unter Gerste bei einem ähnlichen mittleren Grundwasserflurabstand von 0,45 m sechsfach höhere Emissionen von 62,10 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. Eickenscheidt et al. (2015) ermittelten ebenfalls bei einem mittleren Grundwasserflurabstand von 0,45 m an zwei verschiedenen Messpunkten auf räumlich zusammenhängendem intensiven Grünland einmal Emissionen von 70,00 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (als Ausreisser nicht in den Berechnungen berücksichtigt und in Tabelle 5 erwähnt) und an einem anderen Messpunkt von nur 19,17 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹. Dies spricht für weiteren Forschungsbedarf und dafür, weitere Parameter neben dem Grundwasserflurabstand, der Bewirtschaftungsintensität und der Vegetation zu betrachten.

5.3.4 CH₄-Emissionen

Die Methanemissionen stiegen mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität und geringerem Grundwasserflurabstand an (siehe Abbildung 4). Bei einem Grundwasserflurabstand von mehr als 0,25 m wird kaum Methan emittiert. Bei Grundwasserflurabständen zwischen 0,25 und 0,05 m wurden Methanemissionen bis knapp unter 10 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Erst bei Grundwasserflurabständen von weniger als 0,05 m und Überstau wurden auf wassergesättigten und überfluteten naturnahen Niedermooren sehr hohe CH₄-Emissionen bis zu 30 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ und mehr gemessen. Die mittleren Methanemissionen vom **Acker** sind am geringsten (0,13 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹; IntQA.: 1,17 t CO₂ e.; n = 20). Ein leichter, doch nicht signifikanter Anstieg findet bei **intensivem Grünland** (1,58 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹; IntQA.: 2,24 t CO₂ e.; n = 40) und **extensivem Grünland** (3,36 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹; IntQA.: 4,36 t CO₂ e.; n = 33) statt. Mit mittleren Methanemissionen von 11,01 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 14,12 t CO₂ e.; n = 31) wird ein eindeutig signifikanter Unterschied zu den anderen Landnutzungssystemen auf **naturnahen Niedermooren** ermittelt. Die Methanemissionen naturnaher Niedermooren weisen die größte Schwankungsbreite und die höchsten Werte auf. Maximale Methanemissionen von 49,28 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ wurden auf einem überfluteten Standort (Überflutungshöhe über Grund: 0,15 m) von Whiting und Chanton (2001) gemessen.

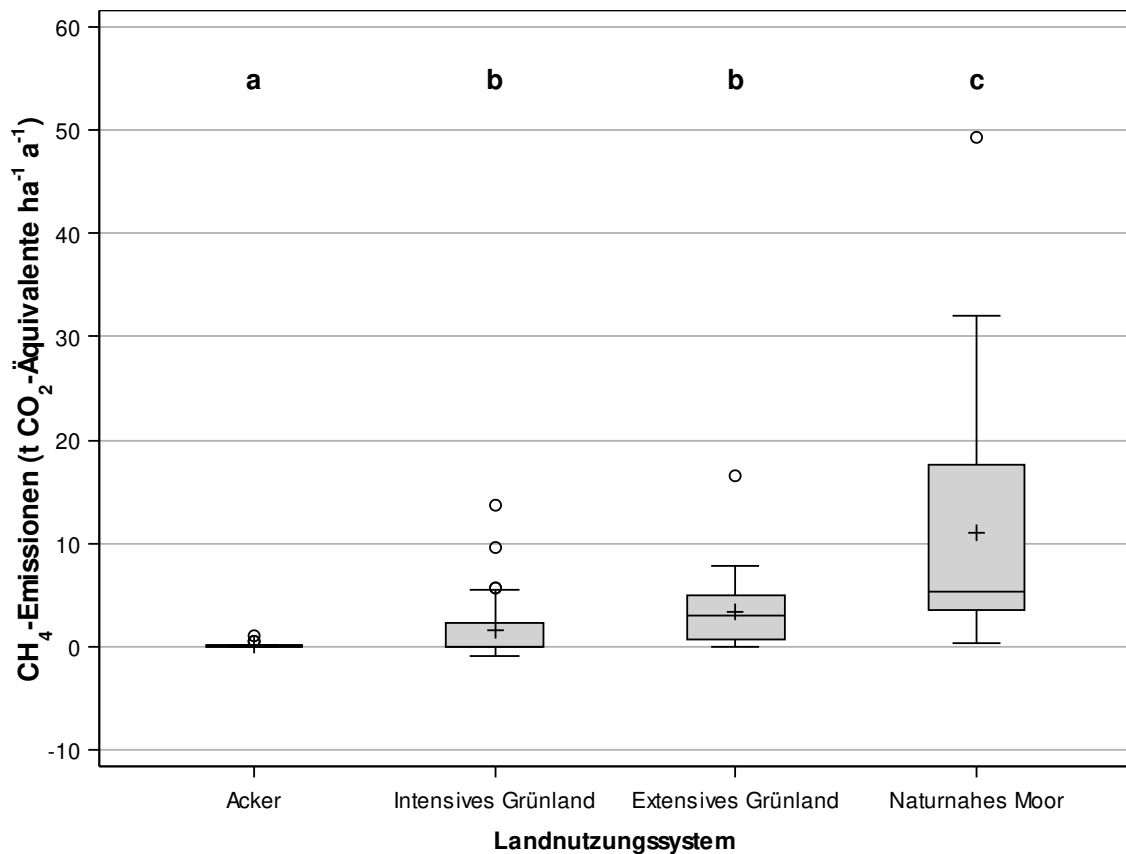


Abbildung 4: CH₄-Emissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone

(Unterschiedliche Kleinbuchstaben weisen auf signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 0,05 hin. (+) markiert die mittleren jährlichen CH₄-Emissionen. Die obere und untere Begrenzung der Box bilden das erste und dritte Quantil ab, die Linie innerhalb der Box kennzeichnet den Median. Kreise außerhalb der Box beschreiben die Ausreißer.)

Geringe Grundwasserflurabstände führen zu anaeroben Bedingungen. Unter diesen Umständen sind Archaeen in der Lage, organische Kohlenstoffverbindungen zur Energiegewinnung in Methan umzusetzen (Koppisch, 2001; Couwenberg, 2009). Ob Methanemission in die Atmosphäre oder -oxidation aus der Atmosphäre stattfindet, ist von mehreren Faktoren abhängig. Diese sind nach Segers (1998) das Ökosystem, der Breitengrad und damit die Inkubationstemperatur, der Sauerstoffgehalt des Bodens und der Abstand zwischen dem anaeroben Bereich des Torfes und der Atmosphäre. Schrier-Uijl et al. (2008 und 2010) und van den Pol-van Dasselaar et al. (1999a) haben festgestellt, dass Methanemissionen stark temperaturabhängig sind und zu über 70 % im Sommer auftreten. Sie erklären dies damit, dass Mikroorganismen (Archaeen), die CH₄ produzieren, stärker temperaturabhängig seien als CH₄-oxidierende Bakterien.

Pflanzenarten mit Aerenchymgewebe tragen ebenfalls zu CH₄-Emissionen auf Niedermoorböden bei. Bei einigen Pflanzenarten wirkt das Aerenchymgewebe wie ein Bypass zwischen der anaeroben Torfschicht und der Atmosphäre. Das Methan passiert somit die aerobe Torfschicht und wird nicht zu CO₂ oxidiert (Joabsson et al., 1999). Dabei handelt es sich um Wasserpflanzen mit zwischenzelligen Gasräumen. Dieses Durchlüftungsgewebe ermöglicht den Gasaustausch im Wasser befindlicher Organe (Wurzeln) mit über dem Wasser liegenden Spaltöffnungen (Sitte et al., 2002).

Die einzelnen Messwerte auf intensivem und extensivem Grünland liegen weit auseinander. Schrier-Uijl et al. (2014) haben auf intensivem Grünland mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von 0,55 m, Methanemissionen in Höhe von 5,68 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. Hingegen maßen Eickenscheidt et al. (2015) eine Methanaufnahme von 0,026 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ aus der Atmosphäre in den Torfkörper bei einem mittleren Grundwasserflurabstand von 0,52 m (Aufgrund als Ausreißer identifizierte gleichzeitig gemessene CO₂-Emissionen, nicht in den Berechnungen und Tabelle 5 dargestellt). Diese erhebliche Schwankungsbreite könnte möglicherweise durch Verdichtungen, die zeitweise zu Überstau nach Starkniederschlägen oder winterlichen Überschwemmungen führen, erklärt werden. Askaer et al. (2011) zeigten bei ihren Untersuchungen auf Grünland mit einer 95 %igen Bedeckung durch Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.), dass bei oberflächennahem Grundwasser die Methanemissionen um den Faktor 2,1 ansteigen, wenn sich die Temperatur um 10 °C erhöht. Sie konnten ebenfalls feststellen, dass bei Kammermessungen in vegetationsfreien Bereichen im Gegensatz zu bewachsenen Bereichen nur ein Drittel der Emissionen auftrat. Dies ließ sie darauf schließen, dass Methanemissionen aus Mooren hauptsächlich auf die Pflanzenart und -dichte zurückzuführen sind. Standorte mit teilweise höheren Methanemissionen könnten durch das Vorkommen von Pflanzenarten mit Aerenchymgewebe begründet sein.

Ström et al. (2005) wiesen in ihrer Untersuchung auf die unterschiedlichen Emissionen bei verschiedenen Pflanzenarten hin. Sie konnten mit ¹⁴C-markiertem Kohlenstoff (Radiokohlenstoffdatierung zur radiometrischen Datierung kohlenstoffhaltiger organischer Materialien) feststellen, dass eine Vegetation aus Seggen (*Carex* L.) um etwas mehr als 4 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ höhere CH₄-Emissionen aufwies als Wollgras (*Eriophorum* L.) oder Binsen (*Juncus* L.). Weiterhin gelang es ihnen zu messen, dass Wollgras und Binsen mehr als 90 % des ¹⁴C-markierten Methans in den Wurzeln zu CO₂ oxidierten, wohingegen Segge nur 20–40 % in den Wurzeln oxidiert. Der Rest wurde bei Seggen als CH₄ in die Atmosphäre abgegeben.

Daher sollte bei Messungen der prozentuale Anteil der Pflanzenarten berücksichtigt werden (Herbst et al., 2013). Bei der Messung mit der Kammermethode (Messung der Emissionen durch die luftdichte Abdeckung des Bodens mit einer Kammer (Couwenberg et al., 2008)) wird nur ein kleiner Anteil der Vegetation auf der gesamten Fläche erfasst. Die Kammermethode mit der Eddy-Covariance-Methode (misst über Infrarot-Sensor den Gasaustausch zwischen dem Boden und der Atmosphäre (Burda und Anderson, 2007; Stauch, 2006) zu kombinieren, könnte daher die am besten geeignetste Vorgehensweise darstellen (Juszczak und Augustin, 2013).

Mander et al. (2012), Gauci et al. (2005) und Deppe et al. (2009) gehen auf gemessene Schwefelgehalte ein. Ein höherer Schwefelgehalt im Torf und im Grundwasser könnte Methanemissionen vermindern, da methanogene Mikroorganismen durch schwefel-reduzierende Bakterien gehemmt werden. Diese nutzen die Sulfatatmung. Dabei handelt es sich um eine anaerobe Atmung, bei der als Zwischenprodukt molekularer Wasserstoff (H_2) und als Endprodukt Essigsäure entstehen. Schwefelreduzierende Bakterien setzen sich bei der Ausnutzung von H_2 und Essigsäure (CH_3COOH) gegenüber methanogenen Mikroorganismen durch.

5.3.5 Summe der kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen

In Anlehnung an Kapitel 5.3.3 und 5.3.4 ergeben sich auf **Acker** mittlere kohlenstoffbasierte THG-Emissionen von $25,71 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei gleichzeitiger Messung von CH_4 und CO_2 wird über Kohlenstoff-Sequestrierung von $3,15 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berichtet. Begründet wird dies mit hohen Biomasse-Erträgen beim Maisanbau während der Messperiode (Pohl et al., 2015). Von maximalen Emissionen von bis zu $57,00 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berichten Poyda et al. (2016). Es wurde nach der Gerstenernte im Juni festgestellt, dass durch die Brache kein Wachstum (BPP) auf der Fläche stattfand. Dadurch war ausschließlich zu messen, dass Torf- und Pflanzenreste mineralisiert wurden.

Auf **intensivem Grünland** wurden mittlere Emissionen von $29,88 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Poyda et al. (2016) haben Maximalwerte von $58,36 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen, wobei CH_4 einen vernachlässigbaren Anteil von $0,06 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausmachte. Die geringsten kohlenstoffbasierten Emissionen auf intensivem Grünland von $17,33 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wurden von Beyer et al. (2015) gemessen. Hier wird sogar Methan in Höhe von $0,04 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, aus der Atmosphäre fixiert. Auf Acker und intensivem Grünland ist ersichtlich, dass CH_4 -Emissionen eine untergeordnete Rolle spielen.

Die mittleren kohlenstoffbasierten THG-Emissionen auf **extensivem Grünland** betragen $22,17 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dabei nimmt der Anteil der CH_4 -Emissionen im Vergleich zu intensiven Landnutzungssystemen zu. Die höchsten kohlenstoffbasierten Emissionen betrugen $31,50 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Leiber-Sauheidl et al., 2014). Die Fläche zeichnete sich für extensives Grünland über das Jahr hinweg durch einen großen Grundwasserflurabstand von 0,39 m und hohe Grundwasserschwankungen aus. Die geringsten kohlenstoffbasierten Gesamtemissionen wurden mit $0,41 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Dabei wurden $0,93 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus der Atmosphäre fixiert, was Günther et al. (2014) mit der erhöhten Photosynthese durch eine einmalige Ernte im Gegensatz zu einer nicht beernteten Kontrollfläche erklären. Aufgrund eines mittleren Grundwasserflurabstandes von 0,05 m traten im selben Versuchszeitraum CH_4 -Emissionen in Höhe von $1,34 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

Auf **naturnahen Niedermooren** wurden an mittleren Emissionen $12,89 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. CH_4 -Emissionen tragen hierbei den größten Anteil der kohlenstoffbasierten THG-Emissionen. Es kommt jedoch vereinzelt auch zu hohen CO_2 -Emissionen (siehe Abbildung 5). Die höchsten mittleren kohlenstoffbasierten THG-Emissionen auf naturnahen Niedermooren traten mit $50,62 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einer Fläche mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von 0,04 m auf. Die hohen CO_2 -Emissionen von $18,88 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entstanden nach Minke et al. (2016) wegen starker Beschattung durch abgestorbene, aber stehende Biomasse aus dem Vorjahr und einer dadurch eingeschränkten Photosynthese sowie einer Zersetzung der Vorjahresbiomasse während des Jahres. Die auf der Fläche im selben Jahr gemessenen hohen CH_4 -Emissionen in Höhe von $31,73 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind demnach ebenfalls auf das abgestorbene Pflanzenmaterial, jedoch im anaeroben Bereich, zurückzuführen. Schrier-Uijl et al. (2014) hatten die geringsten Emissionen eines naturnahen Moores als Kohlenstoffs Senke mit $13,46 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausmachen können. Sie begründen dies mit der intensiven Nutzung der umliegenden Flächen. Dadurch kam es zu einem hohen Nährstoffeintrag. Dies führte zu einer hohen Mikroorganismen- und Pflanzenproduktivität, was in hohen CO_2 -Flüssen in das System hinein und aus diesem heraus resultierte. Aufgrund des Grundwasserflurabstandes von 0,20 m wurden im Vergleich zu Flächen mit geringeren Grundwasserflurabständen geringe CH_4 -Emissionen von $5,54 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen. Die relativ hohen CO_2 -Emissionen aus dem Verhältnis von CH_4 und CO_2 aus Abbildung 5, des extensiven Grünlandes und der naturnahen Moore sind mit mittleren Grundwasserflurabständen $> 0,10 \text{ m}$ zu erklären (Couwenberg, 2009; Günther et al., 2014; Drösler et al., 2013).

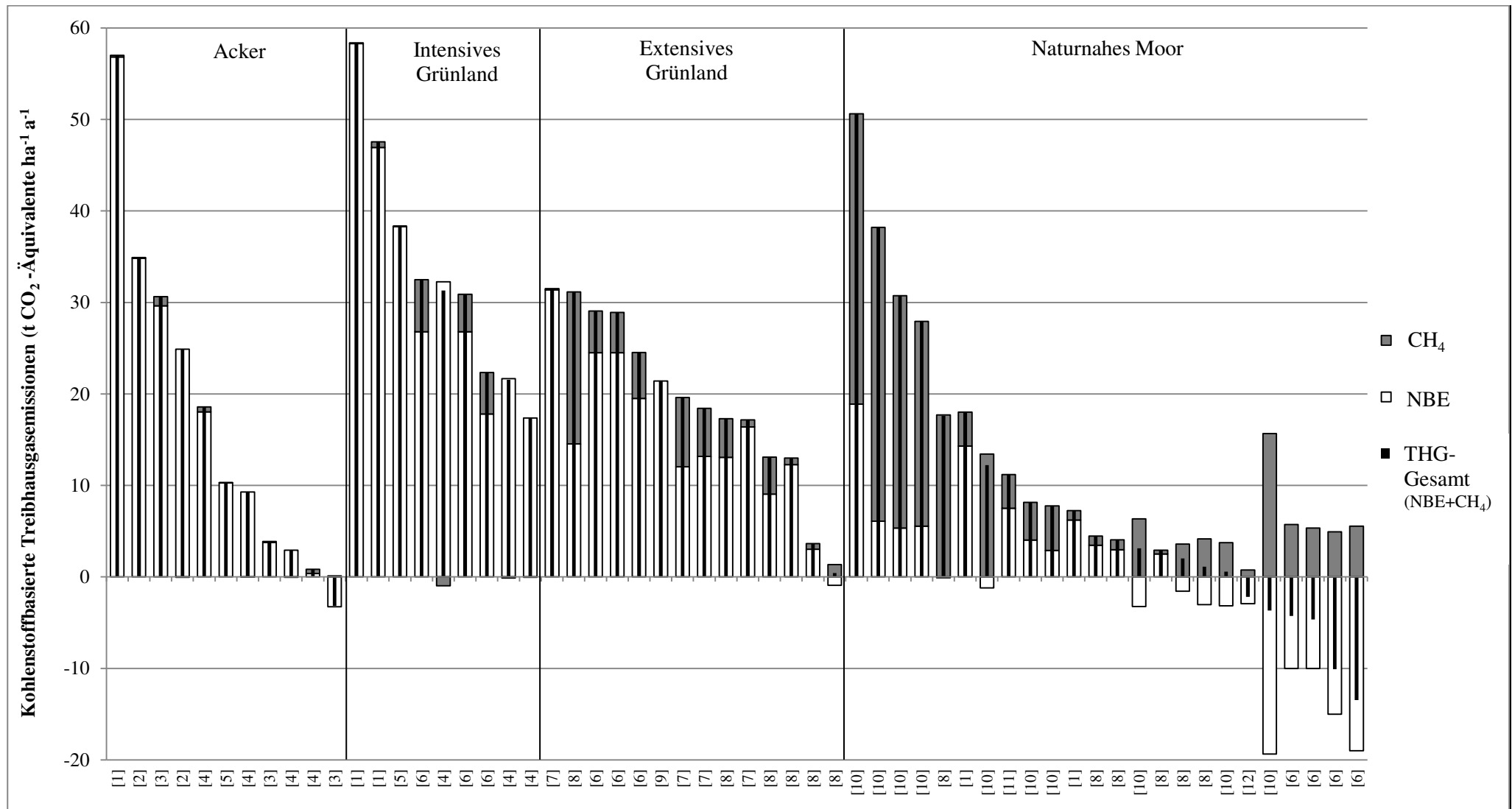


Abbildung 5: Summen von CO₂- und CH₄-Emissionen zur Ableitung der minimalen und maximalen kohlenstoffbasierten Treibhausgasemissionen der vier Landnutzungssysteme

(Datenbasis: Quellen mit gleichzeitiger Messung von CO₂ und CH₄, Anzahl der Quellen: 12, Anzahl der Messreihen: 58, NBE Nettobiozönoseaustausch (engl.: *Net Biome Exchange*); THG Treibhausgase) [1] Poyda et al. (2016); [2] Eickenscheid et al. (2015); [3] Pohl et al. (2015); [4] Beyer et al. (2015); [5] Karki et al. (2015); [6] Schrier-Uijl et al. (2014); [7] Leiber-Sauheitl et al. (2014); [8] Günther et al. (2014); [9] Renou-Wilson et al. (2014); [10] Minke et al. (2016); [11] Franz et al. (2016); [12] Askaer et al. (2011)

5.3.6 N₂O-Emissionen

Lachgasemissionen und ihre Schwankungsbreiten steigen mit der Bewirtschaftungsintensität an (siehe Abbildung 6). Die mittleren Lachgasemissionen sind am höchsten auf **Acker** mit 6,59 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 8,03 t CO₂ e.; n = 18) und **intensivem Grünland** mit 4,57 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 5,50 t CO₂ e.; n = 67). Dabei sind die Unterschiede zwischen beiden nicht signifikant. Die Emissionen auf **extensivem Grünland** mit 1,07 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 1,27 t CO₂ e.; n = 20) und auf **naturnahen Niedermooren** mit 0,20 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (IntQA.: 0,5 t CO₂ e.; n = 23) sind sehr gering und unterscheiden sich ebenfalls nicht signifikant voneinander.

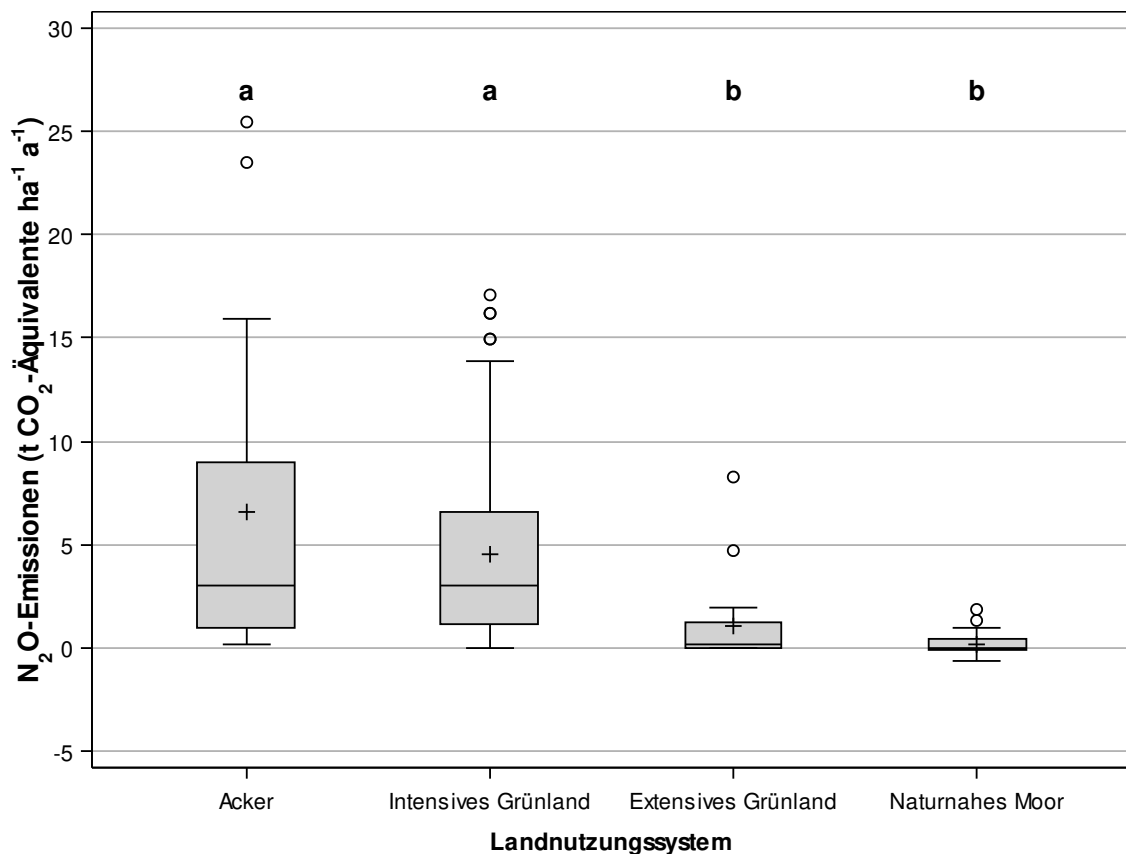


Abbildung 6: N₂O-Emissionen von Niedermooren der gemäßigten Klimazone

(Unterschiedliche Kleinbuchstaben weisen auf signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 0,05 hin. (+) markiert die mittleren jährlichen N₂O-Emissionen. Die obere und untere Begrenzung der Box bilden das erste und dritte Quantil ab, die Linie innerhalb der Box kennzeichnet den Median. Kreise außerhalb der Box beschreiben die Ausreißer.)

Auf intensivem Grünland ohne Stickstoffdüngung sind die Lachgasemissionen, unabhängig vom Grundwasserflurabstand, sehr niedrig oder liegen bei null. Hingegen schwanken sie auf gedüngten Grünlandflächen zwischen 0,25 und 17,07 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (Abbildung 2).

Beim Acker verhält es sich umgekehrt. Einige gedüngte Standorte emittieren kaum N₂O (Beyer et al., 2015; Kandel et al., 2013), einige ungedüngte Standorte sehr viel (Flessa et al., 1998, Petersen et al., 2012). Die hohen Lachgasemissionen der ungedüngten Standorte werden von den Autoren mit sehr hohen Düngemengen in den Vorjahren und einer hohen Mineralisierungsrate erklärt (Petersen et al., 2012). Flessa et al. (1998) vermuteten hingegen, hohe Emissionen seien an einen niedrigen pH-Wert gebunden. Bei pH-Werten unter fünf traten bei ihren Messungen sieben Mal höhere Lachgasemissionen auf als bei einem pH-Wert über fünf. Diese Aussage trifft auch auf die von Petersen et al. (2012) ermittelten hohen Lachgasemissionen zu, da die gemessenen pH-Werte unter fünf lagen. In der Auswertung konnte festgestellt werden, dass alle zur Verfügung stehenden Emissionsmessungen mit sehr hohen N₂O-Emissionen von ungedüngtem Acker auf Standorten mit pH-Werten unter fünf durchgeführt wurden. Anaerob lebende Denitrifikanten reduzieren Nitrat (NO₃⁻) zur Sauerstoff- und Energiegewinnung über N₂O zu N₂. Bei niedrigen pH-Werten kommt es bei der Denitrifikation von NO₃⁻ seltener zu Reduktionsprozessen bis zum N₂. Dadurch endet dieser Prozess vorzeitig, und es entsteht N₂O (Schilling et. al., 2000). Flessa et al. (1998) stellten die größten N₂O-Emissionen bei Temperaturen um den Gefrierpunkt fest, wenn der Prozess der Denitrifikation durch Frost unter anaeroben Bedingungen eingeschränkt war und die Fläche einen pH-Wert unter fünf aufwies.

In der Literatur wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass N₂O-Emissionen von der Verfügbarkeit mineralischen Stickstoffs abhängen (Couwenberg, 2008; Joosten, 2009; IPCC, 2014). Je geringer die Verfügbarkeit ist, desto geringer sind die N₂O-Emissionen. So berichten Klemetsson et al. (2005) von Untersuchungen, bei denen bei einem C/N-Verhältnis von über 25 im Torf keine signifikanten N₂O-Emissionen aufgetreten seien. Das konnte allerdings bei dieser Auswertung nicht bestätigt werden. So haben Peterson et al. (2012) bei einem C/N-Verhältnis von 30 (pH 4,5) Lachgasemissionen bis zu einer Höhe von 25,50 t CO₂ e ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. Die Fläche war mit Kartoffeln (*Solanum tuberosum* L.) bepflanzt und wurde nur in den Vorjahren gedüngt. Eventuell führte der Anbau in Dammkultur zu einer größeren Bodenoberfläche, was wiederum eine erhöhte Mineralisation zur Folge gehabt haben könnte.

Auf Acker sehen Flessa et al. (1998) die Möglichkeit zur Emissionsminderung in einer Vegetationsdecke mit winterharten Kulturen oder Zwischenfrüchten. Diese reduzieren im Herbst die Konzentration an Bodennitrat durch Einbau in die Biomasse.

Flächen können von Jahr zu Jahr entweder N₂O-Quellen oder N₂O-Senken sein. Dies kann von der Vegetationsentwicklung, der Bewirtschaftung oder Extremwetterereignissen abhängen, aber weniger von langsamen jahreszeitlichen klimatischen Veränderungen. Um die Zusammenhänge besser verstehen zu können, sind weitere Langzeitmessungen erforderlich (Herbst et al., 2013).

5.3.7 Gesamtreibhausgasemissionen

Die höchsten mittleren THG-Emissionen treten auf **intensivem Grünland** mit 34,45 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ auf (siehe Tabelle 6). Dabei tragen NBE mit 82 %, CH₄ mit 4,5 % und N₂O mit 13,5 % bei.

Acker weist im Mittel mit 32,30 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ weniger Gesamt-THG-Emissionen als intensives Grünland auf. CH₄-Emissionen spielen mit 0,4 % aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes und des aeroben Milieus in den oberen Torfschichten kaum eine Rolle, wohingegen N₂O mit 20,4 % einen deutlichen Beitrag dazu leistet.

Extensiv bewirtschaftete **Grünlandflächen** auf Niedermoor emittieren im Mittel 23,24 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹. **Naturnahe Niedermoore** emittieren mit 13,90 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ die geringsten mittleren Treibhausgase. Die mittleren Methanemissionen spielen mit 11,01 t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ die größte Rolle. N₂O-Emissionen fallen hingegen mit 1,5 % kaum ins Gewicht. Bei rund 38 % der Messungen handelt es sich um eine Treibhausgassenke. Bei den verbleibenden 62 % der Messungen handelt es sich um eine Treibhausgasquelle (siehe Kapitel 5.3.3). Die mögliche Schwankungsbreite mit maximalen und minimalen Gesamtreibhausgasemissionen sowie die Werte der einzelnen Treibhausgasen sind in Tabelle 6 abzulesen.

Tabelle 6: Abschätzung der Gesamtemissionen der Landnutzungssysteme aus der Literaturanalyse

	Acker	Intensives Grünland	Extensives Grünland	Naturnahes Moor
	in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹			
CO ₂ (NBE) (mittel)	25,58	28,30	18,81	1,88
CO ₂ (NBE) (maximal)	56,83 [1]	58,30 [1]	31,39 [2]	18,88 [3]
CO ₂ (NBE) (minimal)	-3,26 [4]	17,38 [5]	-0,93 [6]	-19,00 [7]
CH ₄ (mittel)	0,13	1,58	3,36	11,01
CH ₄ (maximal)	0,17 [1]	0,06 [1]	0,11 [2]	31,73 [3]
CH ₄ (minimal)	0,11 [4]	-0,04 [5]	1,34 [6]	5,54 [7]
N ₂ O (mittel)	6,59	4,57	1,07	0,20
N ₂ O (maximal)	25,44 [8]	16,17 [9]	8,25 [10]	1,87 [1]
N ₂ O (minimal)	0,15 [5]	0,00 [5]	0,00 [6]	-0,61 [3]
THG-Gesamt (mittel)	32,30	34,45	23,24	13,09
THG-Gesamt (maximal)	82,44	74,53	39,75	52,49
THG-Gesamt (minimal)	-3,15	17,33	0,41	-14,07

Quellen: [1] Poyda et al. (2016); [2] Leiber-Sauheitl et al. (2014); [3] Minke et al. (2016); [4] Pohl et al. (2015); [5] Beyer et al. (2015); [6] Günther et al. (2014); [7] Schrier-Uijl et al. (2014); [8] Petersen et al. (2012), [9] Langeveld et al. (1997); [10] Flessa et al. (1998)

5.4 Schlussfolgerungen aus der Metaanalyse

Aus der Metaanalyse zu Treibhausgasemissionen auf Niedermoorflächen in der gemäßigten Klimazone konnten für vier Landnutzungssysteme auf veröffentlichten Messergebnissen fußende Angaben zu THG-Emissionen mit Schwankungsbreiten angegeben werden. Die Ergebnisse können herangezogen werden, um die THG-Emissionen von Niedermooren der temperierten Klimazone in anderen Systemanalysen abzuschätzen.

Bei Grundwasserabsenkung steigen die CO₂- und N₂O-Emissionen, während CH₄-Emissionen sinken. Um die Verringerung der Treibhausgasemissionen sowie den Erhalt des Torfkörpers gezielt zu beeinflussen, erweist es sich als effektiv, den Grundwasserstand anzuheben. Ebenfalls führt eine fast ganzjährige Pflanzendecke zu einer hohen Photosynthese und damit Kohlenstofffixierung.

Die mittleren CO₂-Emissionen und auch Gesamtemissionen auf Acker sind niedriger als auf intensivem Grünland. Die Ursachen müssten durch weitere Messungen und Versuche geklärt werden. Gründe könnten die Bodenfeuchte durch die Bodenbearbeitung, der Grundwasserflurabstand oder die Niederschläge sowie andere Faktoren wie die Düngung und die angebaute Kulturart darstellen.

6. Abschätzung von N₂O-Emissionsfaktoren

6.1 Einleitung

Lachgas (Distickstoffoxid; N₂O) ist ein Gas, das unter natürlichen Bedingungen als Zwischenprodukt bei der Nitrifikation, also der mikrobiellen Oxidation von Ammonium (NH₄⁺) zu Nitrat (NO₃⁻), und der Denitrifikation, der mikrobiellen anaeroben Reduktion von Nitrat zu Distickstoff (N₂), entsteht (IPCC, 2006). In der Literatur wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass bodenbürtige N₂O-Emissionen hauptsächlich von dem verfügbaren mineralischen Stickstoff abhängen (siehe Kapitel 5.3.6). Je geringer die Verfügbarkeit, desto geringer sind die N₂O-Emissionen (Hendriks et al., 2007; IPCC, 2006). Verfügbarer mineralischer Stickstoff stammt im bewirtschafteten Niedermoor aus organischen und mineralischen Düngern, Exkrementen von Tieren, Pflanzenresten und der Torfmineralisation (IPCC, 2006). Die gedüngte Stickstoffmenge kann weitestgehend genau bestimmt werden. Die Stickstoffmenge der Kotapplikation bei Beweidung sowie der Erntereste können abgeschätzt werden (KTBL, 2009; IPCC, 2006; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2006). Wie viel Stickstoff aus dem Torf mineralisiert wird, wurde bisher nicht umfänglich ermittelt. In der Literatur wird von maximalen Messungen und Berechnungen von bis zu 1250 kg N ha⁻¹ a⁻¹ berichtet (Koppisch, 2001; Scheffer, 1999; Umwelt Bundesamt, 2017). Das IPCC (2006) geht hingegen nicht auf mineralischen Stickstoff ein, sondern auf N₂O-N-Emissionen, und gibt eine Standardgröße von 8 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ für Acker und intensives Grünland auf organischen Böden an.

In der Literatur fehlen Emissionsfaktoren, anhand derer sich die Masse an mineralischem Stickstoff pro Hektar und Jahr für verschiedene Landnutzungssysteme auf Niedermoor anhand der N₂O-Emissionen abschätzen oder reziprok anhand des verfügbaren Stickstoffs die N₂O-Emissionen herleiten ließen. Zielstellung ist es zu prüfen, ob auf der Datenbasis der ausgewerteten Veröffentlichungen für die Metaanalyse (siehe Kapitel 5, Tabelle 5) Emissionsfaktoren für vier Landnutzungssysteme auf Niedermoor abgeleitet werden können.

6.2 Material und Methoden

Aus der Metaanalyse zu bodenbürtigen Treibhausgasemissionen auf Niedermoor (siehe Kapitel 5) konnten für diese Abschätzung 51 Messwerte aus zehn Veröffentlichungen (Beyer et al., 2015; Günther et al., 2014; Hendriks et al., 2007; Kandel et al., 2013; Leiber-Sauheitl et al., 2014; Eickenscheidt et al., 2015; Karki et al. 2015; Renou-Wilson et al., 2014; Poyda et al., 2016; Minke et al. 2016) herangezogen werden (siehe Tabelle 8). Diese Veröffentlichungen zeichnen sich hauptsächlich dadurch aus, dass sie CO₂ (NEE), C/N-Verhältnis, Stickstoffzuflüsse wie mineralische und organische Düngung, Kulturarten sowie Vorjahreskulturen und jeweilige Erträge angeben.

Die N₂O-Emissionen mit dem darin enthaltenen Stickstoff ($N_2O - N$), die durch den verfügbaren mineralischen Stickstoff (N_{input}) auftreten, können – übereinstimmend mit dem IPCC (2006) – über einen einheitslosen Emissionsfaktor (EF) ermittelt werden (siehe Formel 6).

$$N_2O - N = N_{input} \times EF \quad (6)$$

Der verfügbare mineralische Stickstoff N_{input} (kg N ha⁻¹ a⁻¹) berechnet sich nach Formel 7 aus dem Stickstoff in den ausgebrachten synthetischen (F_{SN}) und organischen Düngern (F_{ON}), in den oberirdischen und unterirdischen Pflanzenresten (F_{CR}) sowie dem Stickstoff aus der Mineralisierung des Torfes (F_{SOM}). (IPCC 2006)

$$N_{input} = F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM} \quad (7)$$

Die Masse an Stickstoff, die aus synthetischen und organischen Düngern der Fläche zugeführt wurde, ist den entsprechenden Veröffentlichungen entnommen worden. Die Stickstoffmassen aus den ober- und unterirdischen Pflanzenresten wurden anhand der angegebenen Erträge des Vorjahres berechnet. Waren keine Erträge, sondern nur die Vorfrucht aus den vorhergehenden Jahren angegeben, wurden mittlere Erträge aus der Literatur verwendet (Hanff und Lau, 2016; KTBL, 2009). Pflanzenartspezifische Faktoren charakterisieren die Relationen der geernteten Biomasse zu ober- und unterirdischen Ernteresten (IPCC, 2006; Zemplin, 2003; Rösemann et al., 2015; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2006) und ermöglichen es, Stickstoffgehalte abzuschätzen (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Verhältnisse von ober- zu unterirdischer Pflanzenmasse sowie deren Stickstoffgehalte

Pflanzenart	Verhältnis von oberirdischen Ernteresten zur Erntemasse	Stickstoffgehalt der Pflanzenreste	Verhältnis der unterirdischen Pflanzenreste zur oberirdischen Biomasse
	kg kg ⁻¹ FM	% in der TM	kg (kg TM) ⁻¹
Silomais	0,00	0,00	0,22
Corn-Cob-Mix-Mais	1,00	0,38	0,22
Gras	0,30	0,52	0,80
Roggen	0,90	0,50	0,22
Sommergerste	0,80	0,50	0,22
Schilf ⁽¹⁾	0,00	0,00	0,80
Seggen ⁽¹⁾	0,30	0,52	0,80

Quelle: Rösemann et al. (2015); ⁽¹⁾ in Anlehnung an Rösmann et al. (2015)

Die Stickstofffreisetzung aus der Torfmineralisation (F_{SOM}) abzuschätzen, ist hier nur in einem groben Ansatz möglich. Dabei werden das C/N-Verhältnis des Torfes, der emittierte Kohlenstoffdioxid-Kohlenstoff (CO_2 -C), der Nettoökosystemaustausch (NEE), die Brutto-primärproduktion (BPP) und die Ökosystemrespiration (R_{eco}) berücksichtigt (Kapitel 5.2.3.1). Die Menge an CO_2 aus der heterotrophen Bodenrespiration (R_h), die der Mineralisation des Torfes entspricht, ist derzeit nicht quantifizierbar. R_h kann berechnet werden, wenn die autotrophe Pflanzenatmung (R_a) bekannt ist (siehe Formel 1 und 2 in Kapitel 5.2.3.1). Da auch R_a aus den verwendeten Quellen nicht hergeleitet werden kann, wurde auf einen mittleren globalen Wert aus der Literatur zurückgegriffen. Bei einer weltweiten Betrachtung der Kohlenstoffflüsse wurde geschätzt, dass 50 % der Bruttoprimärproduktion (BPP) wieder veratmet (R_a) werden (Sitte et al., 2002; Kirschbaum et al., 2001). Daraus leitet sich Formel 8 ab.

$$R_a = 0.5 \times BPP \quad (8)$$

BPP wird mit einem negativen Vorzeichen angegeben, da es sich um eine Assimilation von CO_2 aus der Atmosphäre in die Biomasse handelt. R_a ist hingegen eine Emission in die Atmosphäre und daher immer mit positivem Vorzeichen versehen (Wohlfahrt et al., 2008). In Anlehnung an die Formeln 1 bis 3 kann mit Formel 9 die aus der Torfmineralisation freigesetzte Kohlenstoffmasse (R_h) berechnet werden.

$$R_h = NEE - BPP - R_a \quad (9)$$

Die frei werdende Stickstoffmasse (F_{SOM}) der Torfmineralisation lässt sich nun über das C/N-Verhältnis des Torfes, über die abgeschätzte heterotrophe Bodenrespiration (R_h) sowie den Umrechnungsfaktor (CF) der molaren Masse von Kohlenstoffdioxid (CO_2) in Kohlenstoff (C) ermitteln (siehe Formel 10).

$$F_{SOM} = \frac{R_h \times CF}{C/N} \quad (10)$$

Damit stehen alle benötigten Größen zur Berechnung von N_{input} zur Verfügung. Mit den gemessenen N_2O -Emissionen der verwendeten Veröffentlichungen ist es nun möglich nach IPCC (2006), einen N_2O -Emissionsfaktor für jede einzelne verwendete Quelle zu berechnen (siehe Formel 11).

$$EF_{N_2O} = \frac{N_2O-N}{N_{input}} \quad (11)$$

Das dimensionslose Ergebnis gibt die Masse Stickstoff des emittierten Lachgases ($kg\ N_2O-N$) pro Masse verfügbaren mineralischen Stickstoffs ($kg\ N_{input}$) in $kg\ N_2O-N\ kg^{-1}\ N_{input}$ an.

Um den mittleren Emissionsfaktor (EF_{mittel}) der einzelnen Landnutzungssysteme zu berechnen, wurden gemäß Formel 12 die einzelnen Emissionsfaktoren aufsummiert und die Summe durch die Anzahl (n) der Emissionsfaktoren der einzelnen Landnutzungssysteme dividiert.

$$EF_{mittel} = \frac{\frac{N_2O-N_1}{N_{input_1}} + \frac{N_2O-N_2}{N_{input_2}} + \frac{N_2O-N_3}{N_{input_3}} \dots \frac{N_2O-N_i}{N_{input_i}}}{n} \quad (12)$$

Tabelle 8: Einzelauswertungen der betrachteten Quellen zur Ermittlung des Emissionsfaktors

					C/N- Verhältnis (Boden)	N-Input aus Mineralisation (50% von BPP)	N aus der Düngung	Kultur	Vorfrucht	N-Masse Pflanzenreste Oberirdisch	N-Masse Pflanzenreste Unterirdisch	Gesamt- stickstoff	Emissionen	Emissionsfaktor	Quelle
	NEE	BPP	R _a	R _h		F _{SOM}	F _{SN} /F _{ON}			F _{CR}		N _{input}	N ₂ O-N	EF	
	t C ha ⁻¹ a ⁻¹					kg N ha ⁻¹ a ⁻¹				kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ₂ O–N (kg N _{input}) ⁻¹	
Acker	–1,95	–14,12	7,06	5,11	19,4	263	80	CCM-Mais	CCM-Mais	81,27	18,45	443,1	1,4	0,0031813	[1]
	–0,24	–12,40	6,20	5,96	19,4	307	96	CCM-Mais	CCM-Mais	61,82	14,03	479,1	0,4	0,0007719	[1]
	–2,76	–16,29	8,15	5,39	19,4	278	88	CCM-Mais	CCM-Mais	83,53	18,96	468,1	2,7	0,0058322	[1]
	2,52	–11,96	5,98	8,50	19,4	438	88	CCM-Mais	CCM-Mais	107,35	24,37	657,8	1,3	0,0019603	[1]
	–0,41	–13,29	6,64	6,23	12	520	120	Sommergerste	Feldgras	57,60	116,48	813,6	1,3	0,0016425	[2]
	–1,19	–15,13	7,56	6,37	11,6	549	118	Sommergerste	Gerste	41,24	49,28	757,6	6,0	0,0079190	[3]
	8,15	–13,02	6,51	14,66	12	1222	0	Hafer	Mais	0,00	2,32	1223,9	2,3	0,0018777	[4]
	3,49	–21,89	10,94	14,44	12	1203	0	Mais	Roggen	17,23	10,97	1231,2	8,6	0,0069848	[4]
	9,00	–15,70	7,85	16,85	12,2	1381	150	Weizen	Gerste	0,00	44,97	1576,2	15,3	0,0097072	[5]
Intensives Grünland	1,42	–20,38	10,19	11,61	18,2	638	0	Dt. Weidelgras		44,91	77,84	760,6	2,1	0,0026954	[1]
	5,65	–15,60	7,80	13,45	18,2	739	0	Dt. Weidelgras		44,91	77,84	861,7	0,0	0,0000580	[1]
	2,93	–17,17	8,59	11,51	18,2	633	0	Dt. Weidelgras		50,40	87,36	770,4	0,2	0,0001948	[1]
	2,45	–21,94	10,97	13,42	18,2	737	0	Dt. Weidelgras		47,68	82,65	867,7	0,0	0,0000000	[1]
	0,69	–18,18	9,09	9,78	12	815	60	Rohrglanzgras		288,00	230,40	1393,4	1,0	0,0006850	[2]
	13,93	–26,33	13,17	27,09	11	2463	328	Gras		53,21	92,23	2936,3	1,8	0,0006126	[4]
	13,54	–29,62	14,81	28,35	11	2577	65	Gras		62,21	107,83	2812,4	3,1	0,0011015	[4]
	2,35	–16,31	8,16	10,50	11,6	905	60	Rohrglanzgras		129,60	224,64	1319,5	4,0	0,0030315	[3]
	9,10	–17,50	8,75	17,85	15,7	1137	300	Gras		61,50	102,34	1600,9	8,9	0,0055595	[5]
	6,90	–17,80	8,90	15,80	15,7	1006	300	Gras		70,88	117,94	1495,2	5,9	0,0039459	[5]
	11,40	–18,30	9,15	20,55	12,4	1657	260	Gras		75,00	124,80	2117,1	12,5	0,0059044	[5]
	11,20	–13,00	6,50	17,70	12,4	1428	260	Gras		87,00	144,77	1919,3	19,3	0,0100557	[5]

(NEE – Net Ecosystem Exchange (Nettoökosystemaustausch); NBE – Net Biome Exchange (Nettobiozönoseaustausch); R_a – Autotrophic Respiration (autotrophe Respiration); BPP – Bruttoprimärproduktion; R_h – Heterotrophic Respiration (heterotrophe Respiration); F_{SOM} – Fertilizer of Soil organic Matter (Stickstoff aus der Torfmineralisation); F_{SN} – Fertilizer of synthetic Nitrogen (Stickstoff aus synthetischen Düngern); F_{ON} – Fertilizer of organic Nitrogen (Stickstoff aus der organischen Düngung); F_{CR} – Fertilizer of Cereal Residues (Stickstoff aus den Pflanzenresten); EF – Emissionsfaktor; C/N – Kohlenstoff/ Stickstoffverhältnis; N – chemisches Zeichen für Stickstoff)

Quellen: [1] Beyer et al. (2015); [2] Kandel et al. (2013); [3] Karki et al. (2015); [4] Eickenscheidt et al. (2015); [5] Poyda et al. (2016), [6] Günther et al. (2014); [7] Hendriks et al. (2007); [8] Leiber-Sauheithl et al. (2014); [9] Renou-Wilson et al. (2014); [10] Minke et al. (2016)

Weiterführung Tabelle 8

	NEE	BPP	R _a	R _h	C/N- Verhältnis (Boden)	N-Input aus Mineralisation (50% von BPP) F _{SOM}	N aus der Düngung F _{SN} / F _{ON}	Kultur	Vorfrucht	N-Masse Pflanzenreste Oberirdisch F _{CR}	N-Masse Pflanzenreste Unterirdisch	Gesamt- stickstoff N _{input}	Emissionen N ₂ O-N	Emissionsfaktor EF	Quelle
	t C ha ⁻¹ a ⁻¹					kg N ha ⁻¹ a ⁻¹				kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ₂ O-N (kg N input) ⁻¹	
Extensives Grünland	0,32	-5,27	2,63	2,96	11,3	262	0	Schilf		0,00	69,12	330,9	0,0	0,0000000	[6]
	-0,86	-7,41	3,71	2,84	11,3	251	0	Schilf		0,00	69,12	320,5	0,0	0,0000000	[6]
	0,71	-6,11	3,06	3,76	11,4	330	0	Rohrkolben		0,00	50,06	380,1	0,0	0,0000000	[6]
	0,44	-5,29	2,64	3,08	11,4	270	0	Rohrkolben		0,00	50,06	320,5	0,0	0,0000000	[6]
	0,29	-5,16	2,58	2,87	13	221	0	Segge		0,00	78,29	299,4	0,0	0,0000000	[6]
	-1,71	-7,71	3,86	2,14	13	165	0	Segge		0,00	78,29	243,2	0,0	0,0000000	[6]
	-2,76	-11,45	5,72	2,96	15,5	191	0	Rohrglanzgras		200,00	76,80	468,1	0,0	0,0000000	[7]
	6,30	-12,30	6,15	12,45	29	429	0	Gras		38,52	64,10	531,9	1,1	0,0020491	[8]
	3,00	-5,60	2,80	5,80	28	207	0	Gras		4,77	7,94	219,8	0,5	0,0023201	[8]
	3,90	-6,50	3,25	7,15	28	255	0	Gras		9,72	16,17	281,2	0,5	0,0017778	[8]
	3,20	-6,40	3,20	6,40	28	229	0	Gras		6,65	11,06	246,3	0,7	0,0026796	[8]
Naturnahes Moor	2,33	-20,89	10,45	12,77	17	751	67	Gras		58,50	97,34	974,8	1,6	0,0016321	[9]
	-0,83	-5,19	2,60	1,77	11,3	156	0	Schilf		1,08	69,12	226,6	0,0	0,0000000	[6]
	0,68	-6,95	3,48	4,16	11,3	368	0	Schilf		1,08	69,12	438,3	0,0	0,0000000	[6]
	-0,43	-4,93	2,46	2,04	11,4	179	0	Rohrkolben		0,59	50,06	229,4	0,0	0,0000000	[6]
	0,94	-3,97	1,98	2,93	11,4	257	0	Rohrkolben		0,59	50,06	307,2	0,0	0,0000000	[6]
	-0,03	-4,25	2,13	2,10	13	162	0	Segge		1,22	78,29	241,1	0,0	0,0000000	[6]
	0,81	-5,33	2,66	3,47	13	267	0	Segge		1,22	78,29	346,7	0,0	0,0000000	[6]
	-3,11	-11,77	5,88	2,78	15,5	179	0	Rohrglanzgras		200,00	76,80	455,8	0,0	0,0000000	[7]
	3,90	-16,80	8,40	12,30	17,7	695	0	Schilf		1,08	138,24	834,2	2,3	0,0027571	[9]
	1,70	-16,30	8,15	9,85	17,7	556	0	Schilf		1,08	138,24	695,8	4,5	0,0064674	[5]
	-0,86	-4,50	2,25	1,39	18,5	75	0	Segge/Wollgras		0,32	20,42	95,9	-0,2	-0,0025047	[10]
	-0,07	-4,13	2,06	2,00	18,5	108	0	Segge/Wollgras		0,00	20,42	128,3	0,5	0,0037445	[10]
	-0,88	-3,20	1,60	0,72	16,8	43	0	Segge/Schachtelhalm		0,15	9,60	52,6	-0,2	-0,0045647	[10]
	0,24	-3,03	1,52	1,76	16,8	104	0	Segge/Schachtelhalm		0,00	9,60	114,1	-0,7	-0,0063158	[10]
	-5,28	-11,42	5,71	0,43	16,8	26	0	Schilf/Segge		0,81	51,67	78,1	-0,7	-0,0092280	[10]
	-3,29	-10,35	5,17	1,88	16,8	112	0	Schilf/Segge		0,00	51,67	163,9	-1,4	-0,0087926	[10]
	1,51	-7,70	3,85	5,36	14,8	362	0	Rohrkolben/Froschbiss		0,71	45,21	408,1	1,4	0,0035308	[10]
	-1,13	-10,86	5,43	4,30	14,8	291	0	Rohrkolben/Froschbiss		0,00	45,21	335,7	1,0	0,0028609	[10]
	1,66	-9,39	4,70	6,35	16,7	381	0	Segge/Gelbweiderich		0,82	52,19	433,5	-0,2	-0,0005539	[10]
	2,16	-10,54	5,27	7,43	16,7	445	0	Segge/Gelbweiderich		0,00	52,19	497,1	1,0	0,0019323	[10]

(NEE – Net Ecosystem Exchange (Nettoökosystemaustausch); NBE – Net Biome Exchange (Nettobiozönoseaustausch); Ra – Autotrophic Respiration (autotrophe Respiration); BPP – Bruttoprämarproduktion; Rh – Heterotrophic Respiration (heterotrophe Respiration); FSOM – Fertilizer of Soil organic Matter (Stickstoff aus der Torfmineralisation); FSN – Fertilizer of synthetic Nitrogen (Stickstoff aus synthetischen Düngern); FON – Fertilizer of organic Nitrogen (Stickstoff aus der organischen Düngung); FCR – Fertilizer of Cereal Residues (Stickstoff aus den Pflanzenresten); EF – Emissionsfaktor; C/N – Kohlenstoff/ Stickstoffverhältnis; N – chemisches Zeichen für Stickstoff

Quellen: [1] Beyer et al. (2015); [2] Kandel et al. (2013); [3] Karki et al. (2015); [4] Eickenscheidt et al. (2015); [5] Poyda et al. (2016), [6] Günther et al. (2014); [7] Hendriks et al. (2007); [8] Leiber-Sauheithl et al. (2014); [9] Renou-Wilson et al. (2014); [10] Minke et al. (2016)

6.3 Ergebnisse und Diskussion

Bei einem angenommenen R_h von 50 % wird Stickstoff in hohem Maße mineralisiert. Da die Stickstoffmineralisation an die CO_2 -gebundene Kohlenstoffmineralisation geknüpft ist, ist eine Zunahme des mineralisierten Stickstoffs bei intensiven Landnutzungssystemen festzustellen (siehe Kapitel 5.3.3). So liegt die ermittelte Masse an mineralisch vorliegendem Stickstoff im **naturnahen Niedermoor** bei $320 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($n = 19$) (Tabelle 9). Auf **extensivem Grünland** beträgt sie $385 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($n = 12$). Ein starker Anstieg ist auf **Acker** festzustellen ($850 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; $n = 9$). Zum höchsten mittleren Vorkommen an mineralischen Stickstoff kommt es auf **intensivem Grünland** mit $1\,571 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($n = 12$). Da auf intensivem Grünland im Mittel mehr Biomasse wächst und damit CO_2 gespeichert wird ($\text{BPP} = 70,93 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) als auf Acker ($\text{BPP} = 54,51 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und die Stickstoffmineralisation an das emittierte Kohlenstoffdioxid gebunden ist, ist auch die theoretische Stickstoffmenge aus der Mineralisation der oberirdischen und unterirdischen Erntereste höher. Im IPCC (2006) wird darauf eingegangen, dass mit höherem N-Angebot aus der Düngung und Kotapplikation die N_2O -Emissionen steigen. Demnach wird gemäß dem IPCC (2006) auf mineralischen Standorten 1 % des N_{input} wieder als $\text{N}_2\text{O-N}$ emittiert. In diesem Ansatz konnte dies nicht bestätigt werden. So liegt in dieser Auswertung die $\text{N}_2\text{O-N}$ -Masse für extensives Grünland und naturnahes Moor bei ungefähr 0,1 % des N_{input} . Bei Acker beträgt die $\text{N}_2\text{O-N}$ -Masse ungefähr 0,44 % und bei intensivem Grünland 0,28 % des N_{input} . Die N_2O -Emissionen für die einzelnen Landnutzungssysteme wurden *in situ* gemessen. Die berechnete Masse an N_{input} ist grob abgeschätzt, liegt aber im plausiblen Bereich. Sollte dieser Ansatz der Realität entsprechen, sind die mittleren Massen an $\text{N}_2\text{O-N}$ -Emissionen auf Acker ($4,37 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und intensivem Grünland ($4,89 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) nur ungefähr halb so groß wie die des IPCC-Standardwertes von $8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für temperierte organische Acker- und Grünlandstandorte (IPCC, 2006).

Die niedrigste verfügbare mineralische Stickstoffmasse mit $52,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurde auf einem naturnahen Moor (mittlerer Grundwasserflurabstand 0,14 m [Datengrundlage: Minke et al., 2016]) und die größte Masse auf intensivem Grünland mit $2\,936 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (mittlerer Grundwasserflurabstand 0,50 m [Datengrundlage: Klemetsson et al., 2005]) ermittelt. Damit liegt die mittlere Stickstoffmineralisierung in etwa im Bereich der in der Literatur angegebenen Masse von 75 bis $1\,250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Koppisch, 2001; Scheffer, 1999; Reddy, 1982).

Die Emissionsfaktoren lassen in Bezug auf die steigende Bewirtschaftungsintensität und damit N_{input} ebenfalls einen Anstieg der Mittelwerte erkennen. Extensives und intensives Grünland weisen einen mittleren EF von 0,0009 ($n = 12$) und 0,0028 ($n = 12$) auf. Bei Acker findet sich wie erwartet ein höherer EF von 0,0044 ($n = 9$). In naturnahen Niedermooren kommt es im Mittel zu gemessener atmosphärischer N_2O -N-Deposition in den Torfboden, was zu einem negativen EF ($- 0,0006 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; $n = 19$) führt. Wenn der Zusammenhang zwischen den N_2O -N-Emissionen und N_{input} betrachtet wird, ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,3893$ ($n = 51$).

Tabelle 9: Mittelwerte und Standardabweichungen der durch Mineralisation frei werdenden Stickstoffmassen und Lachgasemissionen sowie der daraus resultierenden Emissionsfaktoren für vier Landnutzungssysteme

		Acker		Intensives Grünland		Extensives Grünland		Naturnahes Moor	
Einheit		Wert	SD	Wert	SD	Wert	SD	Wert	SD
Anzahl Messwerte		n = 9		n = 12		n = 12		n = 19	
N aus der Torfmineralisation	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	684,52	451,96	1227,98	679,90	296,89	158,99	250,80	180,48
N von oberirdischen Pflanzenresten	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	50,00	38,31	84,61	68,35	26,51	57,71	11,09	45,75
N von unterirdischen Pflanzenresten	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	33,31	34,72	122,55	53,04	55,70	29,44	58,23	35,29
N durch Dünger	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	82,22	51,34	136,06	138,78	5,62	19,47	0,00	0,00
N_{input}	kg N ha⁻¹ a⁻¹	850,06	404,38	1571,20	752,05	384,72	207,21	320,12	210,58
N ₂ O-N Emissionen	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	4,37	4,88	4,89	5,95	0,36	0,53	0,37	1,30
Mittlerer Emissionsfaktor (EF)	kg N₂O-N kg⁻¹ N_{input}	0,0044	0,0032	0,0028	0,0031	0,0009	0,0011	-0,0006	0,0042

SD = Standardabweichung (engl.: *Standard Deviation*); EF leitet sich von Formel 11 ab. Abweichende EF in dieser Tabelle, zur dargestellten Einheit, begründen sich darin, dass hier die EF als Mittelwert jeder einzelnen Messung angegeben werden (siehe Formel 12).

Auch Trost et al. (2015) haben auf bewässerten mineralischen Ackerböden N_2O -Emissionen in Höhe von rund $0,01 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und wesentlich höhere Emissionsfaktoren von 0,03 bis $0,04 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}_{\text{input}}$ ermittelt. Die hier ermittelten geringeren Emissionsfaktoren bei wesentlich höheren N_2O -Emissionen auf Niedermoor liegen an dem ebenfalls ermittelten hohen N_{input} . Da sich der Emissionsfaktor aus dem Quotienten aus N_2O -Emission und N_{input} herleitet, führt ein hoher N_{input} zu einem relativ geringen Emissionsfaktor (siehe Formel 11).

Der hier ermittelte freie mineralische Stickstoff erscheint dem Autor als sehr hoch. Auch wenn die Werte für die mineralische Stickstoffmasse dieser Berechnungen im Rahmen weniger gemessener und berechneter Literaturwerte (Koppisch, 2001; Scheffer, 1999; Reddy, 1982) liegen, so übersteigen die Werte für intensives Grünland um knapp ein Fünftel die höchstgenannten Mengen von Reddy (1982). Aufgrund zahlreicher existierender Unsicherheiten, die im Zusammenhang mit der Freisetzung von Lachgas bestehen, wie in Kapitel 5.3.6 diskutiert, sollten vor einer Anwendung dieser Emissionsfaktoren weitere Analysen erfolgen. Vermutlich ist nur unter sehr ähnlichen Bedingungen des Klimas, Wetters, Grundwasserflurabstands, verfügbaren Stickstoffs, pH-Wertes und anderer möglicher Einflussgrößen ein allgemeiner N_2O -Emissionsfaktor festlegbar. Die größte Unsicherheit betrifft die angenommene Größe von R_h . Es wird davon ausgegangen, dass die C-Bilanz relativ ausgeglichen ist. Pflanzen/Ökosysteme binden im Schnitt gleich viel Kohlenstoff, wie sie abgeben. Die Annahme, die weltweit emittierte Menge an CO_2 betrage daher 50 % der BPP (Sitte et al., 2002; Kirschbaum et al., 2001) erscheint stimmig. Jedoch kann sie sich räumlich und zeitlich für jede Pflanzenart und Klimazone unterscheiden. Je älter eine Pflanze/ein Pflanzenbestand/ein Ökosystem wird, desto mehr nähert sich die NPP null (Sitte et al., 2002). Die BPP wird also im Jahresverlauf/Umtrieb immer geringer, und R_a wird im Vergleich dazu immer größer. So kommt es im Jugendstadium zu niedriger und erst im Alter zu hoher Veratmung des assimilierten Kohlenstoffs. Ebenfalls sind die Masse der ober- und unterirdischen Pflanzenreste sowie das Haupt- und Nebenprodukt der letzten Vegetationsperiode nicht immer genau angegeben und teilweise mit theoretischen Durchschnittswerten abgeschätzt worden.

6.4 Schlussfolgerungen

Über die Datenbasis der ausgewerteten Veröffentlichungen konnten Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Diese steigen mit der Intensität der Bewirtschaftung durch das höhere Stickstoffangebot der Mineralisierung, des Torfes und der Düngung. Die ermittelten, niedrig erscheinenden Emissionsfaktoren im Vergleich zu Emissionsfaktoren mineralischer Standorte bei wesentlich höheren N_2O -Emissionen, ergeben sich aufgrund der ebenfalls hohen Stickstoffeinträge. Der hier vorgestellte Ansatz ist jedoch sehr kritisch zu betrachten, da die größte Unsicherheit bei diesen Berechnungen in der Annahme liegt, dass die autotrophe Pflanzenatmung 50 % der Bruttoprimärproduktion entspricht.

Um die Emissionsfaktoren genau zu ermitteln, besteht zum einen Forschungsbedarf in der Feststellung des Kohlenstoffanteils der Bruttoprimärproduktion, der durch die Pflanze wieder veratmet wird. Zum anderen müssen *in situ* Messungen im Niedermoor zum tatsächlichen mineralischen Stickstoffangebot in Abhängigkeit von Landnutzungssystem, Grundwasserstand, Vegetation und Stickstoffeintrag (Düngung) sowie -austrag (Ernte) vorgenommen werden.

7. Treibhausgasemissionen von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermooren

7.1 Einleitung

Bei landwirtschaftlichen Aktivitäten auf Niedermooren treten neben den bodenbürtigen THG-Emissionen (siehe Kapitel 5) auch bewirtschaftungsbedingte Emissionen auf. Für die Bewirtschaftung werden Energie und Rohstoffe genutzt, bei deren Bereitstellung und Nutzung es zu zusätzlichen THG-Emissionen kommt. In der Tierhaltung entstehen ebenfalls THG-Emissionen durch die Verdauung bei Wiederkäuern und bei der Lagerung und Ausbringung von Exkrementen/Wirtschaftsdüngern. Bei der energetischen Nutzung von Biomasse können hingegen fossile Rohstoffe substituiert und damit THG-Emissionen eingespart und den Bewirtschaftungssystemen gutgeschrieben werden.

Um bodenbürtige THG-Emissionen zu vermeiden und den Torfkörper zu erhalten, werden das Anheben des Grundwasserstandes sowie die vollständige Wiedervernässung von Niedermooren diskutiert und bereits durchgeführt (IPCC, 2014; Wichmann, 2016; Wichmann und Wichtmann, 2011; Wichtman, 2009). Diese Änderung der Standortbedingungen (Landnutzungsänderung: *Land Use Change*; LUC) erfordert es, die Bewirtschaftungssysteme anzupassen, und führt sowohl zu veränderten bodenbürtigen als auch bewirtschaftungsbedingten THG-Emissionen.

Dahms und Wichtmann (2014) berechneten THG-Emissionen für Paludikulturen auf wiedervernässten Niedermooren einschließlich der Gutschrift für die Substitution fossiler Brennstoffe durch die erzeugten biogenen Energieträger. Andere Autoren ermittelten die Emissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme, haben jedoch die bodenbürtigen THG-Emissionen nicht miteinbezogen (Jentsch et al. 2009; Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, 2003; FAO, 2010; Nguyen et al. 2013; de Vries und de Boer, 2010). Krimly et al. (2016) berechneten THG-Emissionen auf Betriebs- und Regionalebene in Südwestdeutschland mit anteiliger Bewirtschaftung von Niedermooren und mineralischen Standorten. Auf die THG-Emissionen ausschließlich der Niedermoorstandorte kann jedoch nicht rückgeschlossen werden. Bei den genannten Bilanzierungen unterscheiden sich die Zielstellungen, die betrachteten Nutzungssysteme, die Systemgrenzen und die verwendeten Daten, sodass die Ergebnisse nur bedingt vergleichbar sind. Eine systematische Bilanzierung,

die das breite Spektrum der Bewirtschaftungssysteme verschiedener Landnutzungssysteme auf Niedermoorstandorten umfassen und zum anderen die Gesamtemissionen aus dem Boden und der Bewirtschaftung betrachten würde, liegt bisher nicht vor. Anhand der Literatur ist es bisher nicht möglich, die Gesamt-THG-Emissionen zu vergleichen sowie Auswirkungen direkter Landnutzungsänderungen abzuschätzen.

Ziel dieses Kapitels ist es, Gesamt-THG-Emissionen für ein breites Spektrum möglicher Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor der gemäßigten Klimazone zu berechnen. Die Effekte direkter Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen auf die bodenbürtigen und bewirtschaftungsbedingten THG-Emissionen sollen dabei berücksichtigt werden.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme

Die Treibhausgasemissionen wurden für 20 Bewirtschaftungssysteme in den vier Landnutzungssystemen berechnet, wie sie in den Kapiteln 4.1 und 4.2 definiert sind.

7.2.2 Berechnung der Emissionen

7.2.2.1 Allgemeine Vorgehensweise bei der Berechnung der Emissionen

Die THG-Emissionen wurden mit dem Ansatz des Life Cycle Assessment (LCA) berechnet. Dabei wurden die Umweltwirkungen eines Produktes über die gesamte Lebensdauer, z. B. hinsichtlich der Emissionen in die Luft, in das Wasser und in den Boden nach: DIN EN ISO 14040 (Europäisches Komitee für Normung [CEN], 2006a) und DIN EN ISO 14044 (Europäisches Komitee für Normung [CEN], 2006b) betrachtet (siehe Abbildung 7). Die anthropogen verursachten Gesamt-THG-Emissionen ($\text{THG}_{\text{Gesamt}}$) setzen sich je nach Bewirtschaftungssystem aus den Emissionen verschiedener Produktionsschritte und -faktoren zusammen (Abbildung 8 sowie Abbildung 13 bis Abbildung 16). Es wurden die Treibhausgase CO_2 , CH_4 und N_2O betrachtet. Die Emissionen wurden mit den Treibhauspotenzialen (gemessen auf 100 Jahre) aus Tabelle 4 multipliziert. Das Bilanzergebnis entspricht der Menge der emittierten Kohlenstoffdioxidäquivalente, bezogen auf einen Hektar Niedermoor innerhalb eines Jahres ($\text{t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die bodenbürtigen THG-Emissionen ($\text{THG}_{\text{Boden}}$) wurden dem Kapitel 5 entnommen. THG-Emissionen aus Bewirtschaftungsmaßnahmen von Acker- und Grünland ($\text{THG}_{\text{Pflanzenbau}}$)

werden überwiegend dadurch verursacht, dass Betriebsmittel wie Diesel, Saatgut, Pflanzenschutz- und Düngemittel bereitgestellt und genutzt werden (Landeskontrollverband für Leistungs- und Qualitätsprüfung Sachsen Anhalt et al., 2011; Bundes Umweltamt, 2012; Robertson und Grace, 2004; Krimly et al., 2016; Vogt, 2008; Wood und Cowie, 2004; Schaubach und Zeymer, 2012). Die THG-Emissionen der Tierhaltung ($THG_{\text{Tierhaltung}}$) setzen sich zum größten Teil aus den Emissionen für den Energiebedarf für das Melken, für die Fütterungstechnik und Tierpflege (Tiergesundheit, Besamung und sonstige Arbeitserledigungen) zusammen (Flachowsky und Hachenberg, 2009; Hirschfeld et al, 2008, Berg et al., 2001; Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, 2003). Zusätzlich treten physiologisch bedingte Methanemissionen durch die Pansenfermentation auf (Hirschfeld et al., 2008; Flachowsky und Hachenberg, 2009) Die Gesamt-THG-Emissionen werden nach Formel 13 ermittelt.

$$THG_{\text{Gesamt}} = THG_{\text{Boden}} + THG_{\text{Pflanzenbau}} + THG_{\text{Tierhaltung}} + THG_{\text{Energie}} \quad (13)$$

Bei der energetischen Verwertung der Biomasse entstehen THG-Emissionen (THG_{Energie}) durch Methanverlust (THG_{Verlust}) in Biogasanlagen (Tufvesson et al. 2013) und einen Eigenenergiebedarf ($THG_{\text{Energiebedarf}}$) der Anlagen (Naegele et al., 2012). Die Substitution fossiler Brennstoffe durch die Niedermoor-Biomasse-Nutzung ($THG_{\text{Substitution}}$) wird durch Gutschriften berücksichtigt (siehe Formel 14).

$$THG_{\text{Energie}} = THG_{\text{Energiebedarf}} + THG_{\text{Verlust}} + THG_{\text{Substitution}} \quad (14)$$

In Anlehnung an Lange et al. (2008) wurden die THG-Emissionen für Investitionsgüter, etwa für die Errichtung von Gebäuden, die Produktion von Maschinen und für andere betriebliche Ausrüstung, nicht betrachtet.

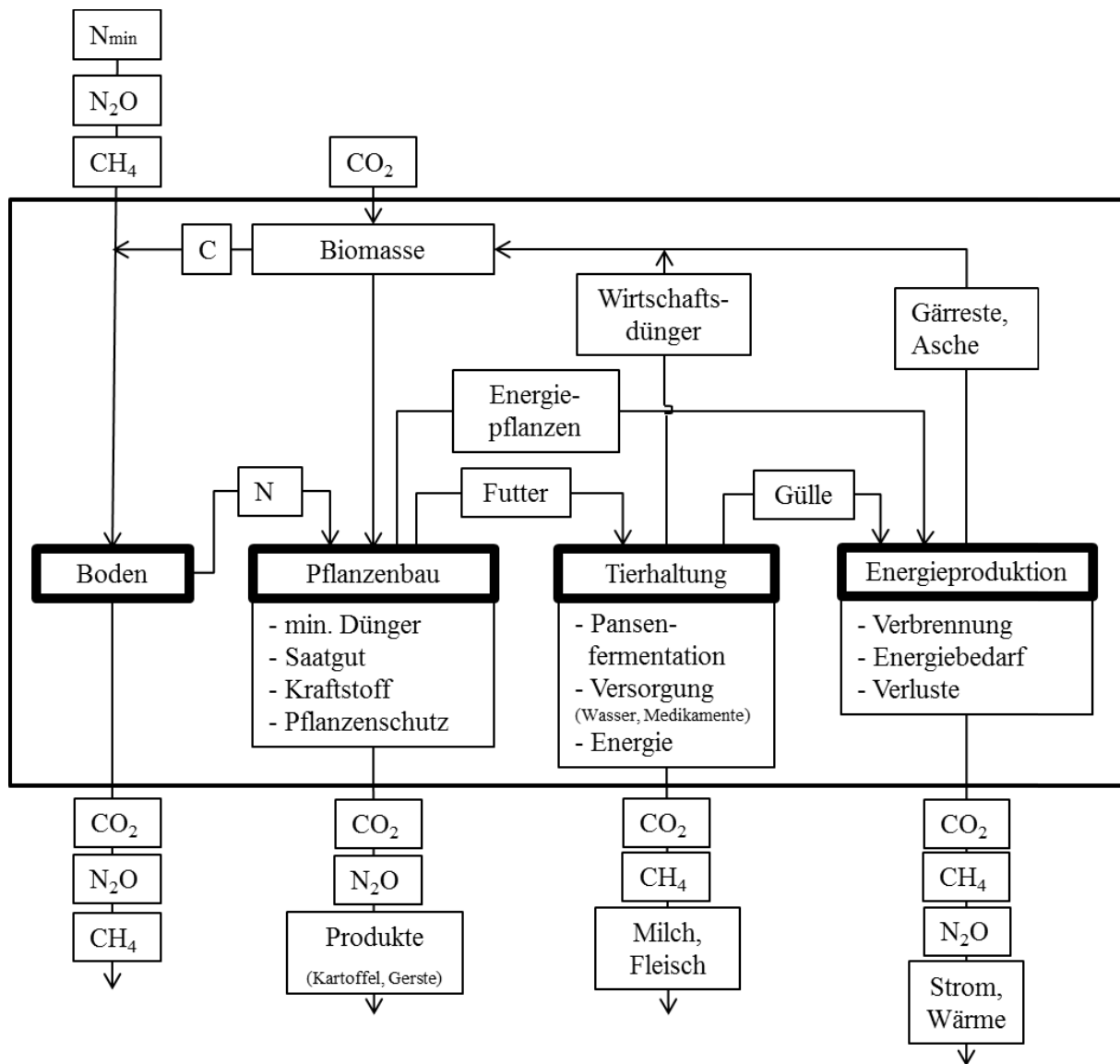


Abbildung 7: Systemschema der möglichen entstehenden Emissionen und Produkte durch die Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

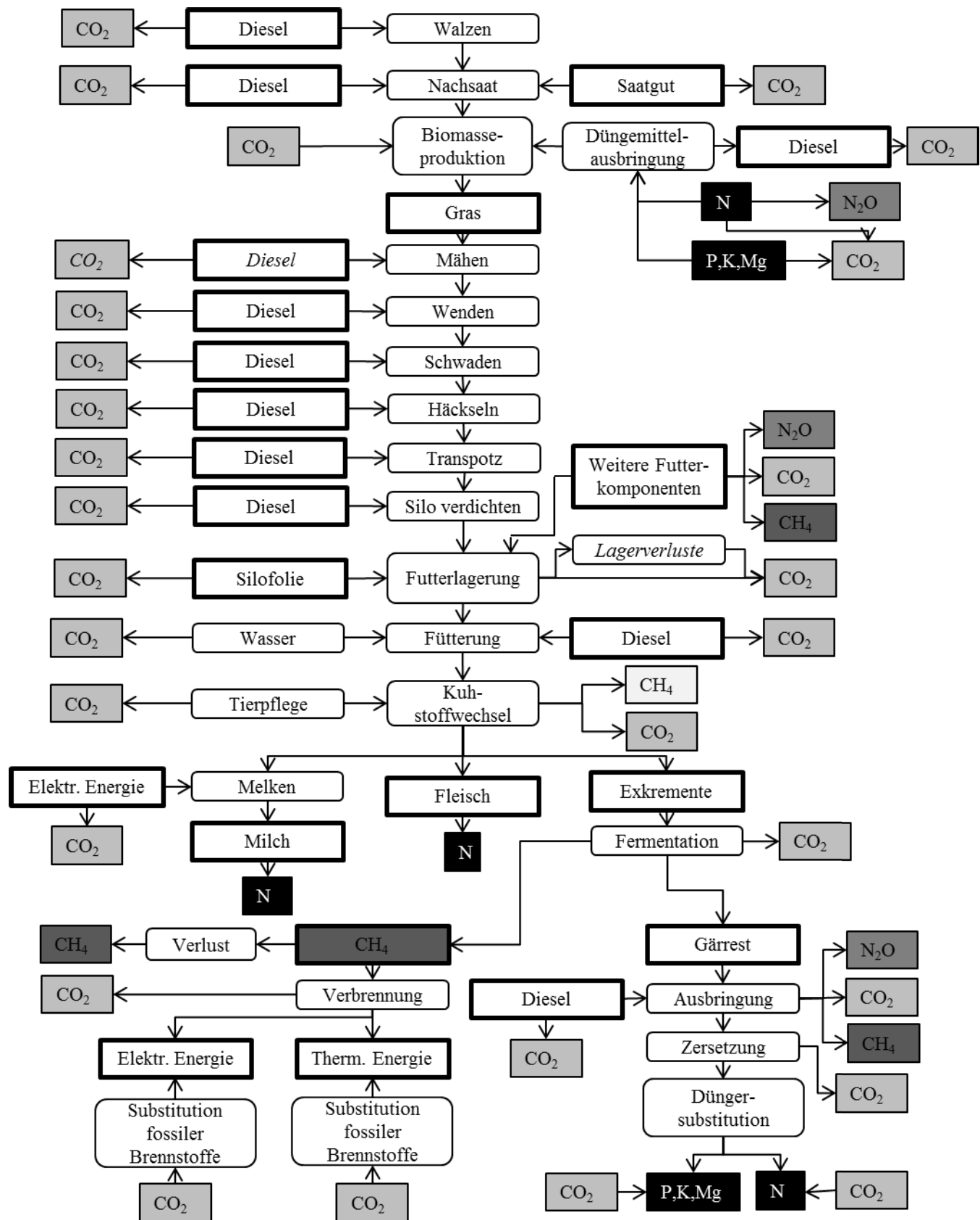


Abbildung 8 Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Milchproduktion auf Grassilagebasis und Vergärung der Gülle“ (System 7 und 11 aus Tabelle 2)

7.2.2.2 Bodenbürtige Treibhausgasemissionen

Die mittleren bodenbürtigen Treibhausgasemissionen ($\text{THG}_{\text{Boden}}$) wurden als Gesamtemissionen von CO_2 , CH_4 und N_2O der entsprechenden Landnutzungssysteme aus den Ergebnissen des Kapitels 5.3.7 entnommen.

7.2.2.3 Treibhausgasemissionen durch den Einsatz von Technik und Betriebsmitteln im Pflanzenbau

Die Berechnungen zu den THG-Emissionen, die durch den Einsatz von Technik im Pflanzenbau ($\text{THG}_{\text{Pflanzenbau}}$) verursacht werden, beziehen sich auf einen angenommenen Betrieb mit einer Flächenausstattung von 150 ha und einer durchschnittlichen Hof-Feld-Entfernung von 4 km (KTBL, 2009). Die Arbeitsschritte und deren Anzahl sowie die Art der Mechanisierung sind in Tabelle 10 dargestellt. Die Pflanzenproduktion benötigt hauptsächlich Treibstoffe, Pflanzenschutzmittel, Saatgut und Düngemittel. Es wurde angenommen, dass der Grundwasserflurabstand über Gräben, Wehre und tiefer liegende Kanäle reguliert werden kann und daher keine zusätzliche Energie nötig ist, um Wasser in höher liegende Abflüsse abzupumpen.

Bei der Ausbringung von Gärresten sowie dem Einsatz von Feldhäckslern, um Mais und Gras zu ernten, wurden wesentlich höhere Motorleistungen angesetzt, als ein Betrieb dieser Größe gewöhnlich vorhält. Hier wurde angenommen, dass diese Arbeiten mit der Technik eines Lohnunternehmers durchgeführt werden. Diese Art der Arbeitsteilung ist im Osten Deutschlands weit verbreitet (Hartung et al., 2014).

Tabelle 10: Arbeitsschritte, Maschinen und Maschinenkosten der betrachteten Bewirtschaftungssysteme

	Acker						Intensives Grünland		Extensives Grünland				Naturnahes Moor	
	Mais	Gerste	Kartoffel	Ackergras	Gras	Gras zur Verbrennung	Gras für die Mutterkuhhaltung	Gras für Biogas	Gras für die Verbrennung	Kurzumtriebsplantage	Schilf	Unge-nutzt		
Eingesetzte Technik	€ ha ⁻¹ *	h ha ⁻¹	Anzahl der Arbeitsgänge pro Jahr											
Bodenbearbeitung														
Grubber (Ab 5 m; MI 45 kW)	15,30	0,93	–	–	–	–	–	–	–	–	0,042	–	–	
Pflug (Ab 3,5 m; MI 120 kW)	54,88	0,66	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	
Mulcher (Ab 2,5 m; MI 45 kW)	32,18	1,22	–	–	–	–	–	–	1	1	1	0,083	–	–
Walze (Ab 3 m; MI 54 kW)	15,30	0,68	–	–	–	–	–	–	1	1	1	–	–	–
Walze (Ab 6 m; MI 54 kW)	9,94	0,34	–	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–
1. Mal Scheibenegge (Ab 6 m; MI 120 kW)	17,82	0,22	1	1	1	-	-	–	–	–	–	–	–	–
2. Mal Scheibenegge (Ab 6 m; MI 120 kW)	19,09	0,25	1	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Düngerausbringung														
Pumpe (MI 25 kW)	0,27	–	1	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–
Transport der Gülle (Lv 27 m³; MI 200 kW)	2,00	0,20	1	–	–	3	3	–	–	–	–	–	–	–
Gülleausbringung (Lv 20 m³; mit Einarbeitung, Ab 24 m; MI 157 kW)	10,23	0,10	1	–	–	3	3	–	–	–	–	–	–	–
Transport des mineralischen Düngers (Lv Anhänger 8 t; MI 54 kW)	4,30	0,30	1	3	1	1	1	1	–	–	–	–	–	–
Ausbringen den mineral. Düngers (Lv 1,7 m³, Ab 24 m; MI 83 kW)	6,49	0,08	1	3	1	1	1	1	–	–	–	–	–	–
Aussaat/Pflanzung														
Aussaat Mais (8-reihig, Ab 6 m; MI 54 kW)	45,28	0,35	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aussaat Gerste (Ab 3 m; MI 120 kW)	58,12	0,85	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Legen der Pflanzkartoffeln (Ab 6-reihig; MI 120 kW)	62,38	0,60	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aussaat Gras (Ab 3 m; MI 120 kW)	58,12	0,85	–	–	–	1	0,333	0,333	–	0,333	–	–	–	–
Anhäufeln der Kartoffeln (Ab 6-reihig; MI 54 kW)	20,08	0,53	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Pflanzenschutzmittel														
Herbizide ausbringen (Ab 24 m, lv 3 000 l; MI 54 kW)	6,38	0,21	1	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Fungizide/Insektizide ausbringen (Ab 24 m, Lv 3 000 l; MI 54 kW)	6,38	0,21	–	2	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Quelle: Wenn nichts anderes angegeben, sind die Daten KTBL (2009) entnommen; ansonsten [1] Wichtmann und Haberl (2012); [2] Hanff und Lau (2016)

* Die Maschinenkosten beinhalten unter anderem Abschreibung, Reparaturen, Betriebsmittel, Diesel, Schmiermittel, Zinsen
Arbeitsbreite = Ab, Motorenleistung = MI, Ladevolumen = Lv

Weiterführung Tabelle 10

			Acker				Intensives Grünland		Extensives Grünland				Naturnahes Moor	
			Mais	Gerste	Kartoffel	Ackergras	Gras	Gras zur Verbrennung	Gras für die Mutterkuhhaltung	Gras für Biogas	Gras für die Verbrennung	Kurzumtriebsplantage	Schilf	Unge-nutzt
Eingesetzte Technik	€ ha ⁻¹ *	h ha ⁻¹	Anzahl der Arbeitsgänge pro Jahr											
Ernte														
Mähen von Gras (Ab 3 m; MI 45 kW)	15,68	0,40	–	–	–	4	4	4	–	–	–	–	–	–
Mähen von Gras (Ab 2,4 m; MI 45 kW)	12,17	0,48	–	–	–	–	–	–	0,5	1	1	–	1	–
Heuwenden (Ab 10,75 m; MI 67 kW)	8,65	0,22	–	–	–	4	4	4	–	–	–	–	–	–
Heuwenden (Ab 5,5 m; MI 45 kW)	8,02	0,29	–	–	–	–	–	–	0,5	1	1	–	–	–
Schwaden von Heu (Ab 12,5 m; MI 120 kW)	12,70	0,10	–	–	–	4	4	4	–	–	–	–	–	–
Schwaden von Heu (Ab 4 m; MI 45 kW)	9,64	0,32	–	–	–	–	–	–	0,5	1	1	–	–	–
Ballenpresse (Lv round bales 1,2 m; MI 54 kW)	19,46	0,33	–	–	–	–	–	4	0,5	–	1	–	–	–
Ernte des Grases mit einem Häcksler (MI 275 kW)	33,21	0,20	–	–	–	4	4	–	–	1	–	–	–	–
Ernte des Maises mit einem Häcksler (Ab 8 Reihen, MI 350 kW)	115,98	0,33	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ernte der KUP mit einem Häcksler (Ab 1 Reihe, MI 83 kW)	85,21	2,43	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,167	–	–
Transport des Grases ins Silo (Lv Anhänger 8 t; MI 67 kW)	10,56	0,40	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–
Transport des Grases ins Silo (Lv Anhänger 8 t; MI 54 kW)	29,71	2,29	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–
Transport des Maises ins Silo (Lv Anhänger 40 m³; MI 120 kW)	78,31	1,94	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Transport der Gerste zum Händler (Lv Anhänger 18 t; MI 120 kW)	1,22	0,02	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Transport der Kartoffeln ins Lager (Lv Anhänger 8 t; MI 67 kW)	24,07	0,63	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Heutransport (Lv Anhänger 14 t; Frontlader, 2 100 daN; MI 67 kW)	9,40	0,40	–	–	–	1	–	1	–	–	–	–	1	–
Heutransport (Lv 2 Anhänger 8 t; Frontlader, MI 54 kW)	28,67	1,36	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–
Hackschnitzeltransport ins Lager (Lv Anhänger 10 t; MI 67 kW)	33,96	2,42	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,167	–	–
Siloverdichter (Lader, MI 105 kW; Schaufel 4 m³)	18,39	0,97	1	–	–	1	1	–	–	1	–	–	–	–
Schilf – Ernteraupe [1]	408,76	2,00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Mähdrescher (Lv 9500 l; MI 225 kW; Ab 7,5 m)	86,31	0,51	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Entblättern der Kartoffeln (Ab 6 Reihen, MI 54 kW)	22,42	0,53	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Kartoffelsortierung [2]	416,00	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Quelle: Wenn nichts anderes angegeben, sind die Daten KTBL (2009) entnommen; ansonsten [1] Wichtmann und Haberl (2012); [2] Hanff und Lau (2016)

* Die Maschinenkosten beinhalten unter anderem Abschreibung, Reparaturen, Betriebsmittel, Diesel, Schmiermittel, Zinsen.

Arbeitsbreite = Ab, Motorenleistung = MI, Ladevolumen = Lv

Die emittierten Treibhausgase der einzelnen Bewirtschaftungssysteme berechnen sich, indem die Emissionsfaktoren (siehe Tabelle 11) mit der Einsatzmenge der benötigten Betriebsmittel multipliziert werden. Diese unterscheiden sich in ihrem Energiebedarf, in der eingesetzten Technik und der Anzahl der Bearbeitungsschritte (siehe Tabelle 10) sowie in den erforderlichen Einsatzmengen.

Es wurde angenommen, dass Pflanzenschutzmittel pauschal zu Mais ($3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), Gerste ($4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Kartoffeln ($6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ausgebracht werden (KTBL, 2009; Vogt 2008). Für Gras, Schilf und Erlen-Kurzumtriebsplantagen wurden keine Pflanzenschutzmittelanwendungen berücksichtigt.

Tabelle 11: Emissionsfaktoren für Dieselmotorkraftstoff und landwirtschaftliche Betriebsmittel

Produktionsfaktor	Einheit	Emissionsfaktor	Quelle
Diesel	$\text{kg CO}_2 \text{ e. l}^{-1}$	3,100	Ecoinvent database Data V.2.2, 2010
Pflanzenschutzmittel	$\text{kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$	12,560	Vogt, 2008
Stickstoffdünger	$\text{kg CO}_2 \text{ e. kg N}^{-1}$	10,000	Wood und Cowie, 2004
Phosphordünger	$\text{kg CO}_2 \text{ e. kg P}^{-1}$	3,436	Vogt, 2008; Wood und Cowie, 2004
Kaliumdünger	$\text{kg CO}_2 \text{ e. kg K}^{-1}$	0,800	Vogt, 2008; Wood und Cowie, 2004
Kalk	$\text{kg CO}_2 \text{ e. kg CaO}^{-1}$	0,298	Vogt, 2008

Der Düngbedarf wurde nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis aus den Nährstoffentzügen der geernteten Biomasse, pro Hektar, abgeleitet (siehe Tabelle 12) (Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, 2006). Hier wurde angenommen, dass der Entzug bei Kartoffeln und Gerste mit mineralischem Dünger ausgeglichen wird. Bei allen anderen Kulturen auf Acker und intensivem Grünland wurde davon ausgegangen, dass die Nebenprodukte wie Rindergülle und Gärreste als organische Dünger sowie Asche auf derselben Fläche wieder ausgebracht werden. Nährstoffe, die durch Emissionen bei der Ausbringung organischer Dünger ($\text{N}_2\text{O-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$) sowie durch veredelte Produkte der Tierhaltung dem Kreislauf entzogen werden, sind mit mineralischen Düngern auszugleichen. Möglicher frei werdender Stickstoff aus der Mineralisierung des Torfes wurde nicht berücksichtigt (siehe auch Kapitel 6). Dies liegt darin begründet, dass es nur grobe Abschätzungen mit sehr hohen mineralisierten Stickstoffmassen gibt (Reddy, 1982; Scheffer, 1999; Koppisch, 2001). Dieser Stickstoff steht jedoch in der Praxis zu Vegetationsbeginn vermutlich nicht zur Verfügung. Anders sind die in der Praxis gängigen Stickstoffgaben auf Niedermoor nicht zu begründen (Langeveld et al., 1997; Kandel et al., 2013; Pohl et al., 2015; Flessa et al., 1998; Augustin et al., Poyda et al., 2016).

Tabelle 12: Nährstoff- und Trockenmassegehalte betrachteter Biomasse

Kultur	N kg (kg Frischmasse) ⁻¹	P	K	Trockenmasse %
Mais	0,35	0,090	0,35	28
Gerste	1,70	0,370	0,5	86
Kartoffel	0,35	0,006	0,5	22
Intensivgrünland	0,44	0,075	0,42	17
Extensivgrünland	0,21	0,050	0,365	25

Quelle: in Anlehnung an KTBL (2009)

Es wurde angenommen, dass Phosphor und Kalium während der Verbrennung und Vergärung nicht verloren gehen. Bei der Verfütterung geht ein Teil des Kaliums (0,0015 % der FM) mit der Milch (Roth et al., 2011) verloren und wird als mineralischer Dünger der Fläche wieder zugeführt. Stickstoff geht während des Verbrennungsprozesses vollständig, bei der Vergärung und Verfütterung anteilig in Form von Gasen und mit den Produkten dem betrachteten Nährstoffkreislauf verloren (Berg et al., 2001; Senbayram et al., 2009; Canadell und Schulze, 2014) (siehe Tabelle 13). Diese Stickstoffmasse wird ebenfalls in mineralischer Form der Fläche wieder zugeführt.

Ein Großteil der Niedermoore ist eutroph (Juszczak und Augustin, 2013; Veenendaal et al., 2007; Renou-Wilson et al., 2014). Daher ist aus naturschutzfachlicher Sicht eine Mesotrophierung, also Aushagerung, oft gewollt (Thormann und Landgraf, 2010). Aus diesem Grunde wurde angenommen, dass es nicht notwendig ist, organischen oder mineralischen Dünger auf extensivem Grünland und naturnahen Mooren auszubringen. Die Reststoffe extensiven Grünlands und naturnaher Moore (z.B. Schilfasche) werden auf andere intensiv genutzte mineralische oder organische Flächen außerhalb der betrachteten Systemgrenzen ausgebracht. Die eingesparten THG-Emissionen für diese Substitution mineralischer Dünger wurden dem extensiven Grünland und naturnahen Moor gutgeschrieben.

Tabelle 13: Angenommene Stickstoffausträge aus dem Nährstoffkreislauf einzelner Prozessschritte

Art des N-Entzuges bzw. -Verlustes	Wert	Einheit	Quelle
NH ₃ -Emissionen im Stall	11	% von N in der Rindergülle	Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (2003)
N in der Milch	0,56	% N in Milch	FAO (2016)
N im Fleisch	4	% N in Fleisch	Hocquette et al. (2010)
NH ₃ -Emissionen bei der Gülleausbringung auf Acker	1	% vom NH ₄ ⁺ -N in der Rindergülle	Möller et al. (2009)
NH ₃ -Emissionen bei der Gülleausbringung auf Grünland	14	% vom NH ₄ ⁺ in der Rindergülle	Möller et al. (2009)
N ₂ O-Emissionen durch Gülleausbringung	2,65	% von N in der Rindergülle	Senbayram et al. (2009); Canadell und Schulze (2014)
N ₂ O-Emissionen bei mineralischer Düngung	0,68	% vom N in mineralischem Düngern	Senbayram et al. (2009); Canadell und Schulze (2014)
NH ₃ -Emissionen bei mineralischer Düngung	1	% aus N in mineralischen Düngern	Möller et al. (2009); Schmidhalter und Felber (2012)

7.2.2.4 Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung

Bei der Milch- und Fleischproduktion entstehen THG-Emissionen durch die Pansenfermentation. Es wurde mit mittleren Emissionswerten für eine Milchkuh in Höhe von 119 kg CH₄ a⁻¹ und für einen Bullen in Höhe von 62 kg CH₄ a⁻¹ gerechnet (Flachowsky und Hachenberg, 2009; Reinhold et al., 2004).

Weitere THG-Emissionen entstehen durch die Futterbereitstellung, deren Mengen in Kapitel 7.2.2.3, Tabelle 10 dargestellt sind. Die Futterrationen der Milchkühe und Bullen sind in Tabelle 14 ersichtlich. Hierbei wurde angenommen, dass alle Futterkomponenten auf Niedermoor angebaut werden. Die Mutterkuhhaltung (0,6 Großvieheinheiten pro Hektar) findet ganzjährig auf extensivem Grünland statt. Gefüttert wird in der Vegetationsperiode mit dem Grasaufwuchs von 50 % der Fläche und außerhalb der Vegetationsperiode mit Heu von den verbleibenden 50 % derselben Fläche.

Weiterhin entstehen THG-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energieträger. Für den Melkvorgang wird Energie in Form von Strom (0,050 kWh pro kg Milch) benötigt (Fübbeker, 2007). Dazu wurde der THG-Emissionsfaktor des deutschen durchschnittlichen Strommixes von 2015 hinzugezogen. Dieser beträgt 0,569 kg CO₂-Äquivalente pro kWh (Icha und Kuhs, 2016). Es wurde angenommen, dass die Mastbullen und Milchkühe in tierwohlgerechten und üblichen licht- und luftdurchfluteten Laufställen gehalten werden. Die THG-Emissionen für den Energiebedarf der Elektroäune (0,062 kg CO₂ e. kg⁻¹ Schlachtgewicht) und der Wasserbereitstellung (0,00303 kg CO₂ e. kg⁻¹ Schlachtgewicht) von Mutterkühen wurden ebenfalls betrachtet (Lange et al., 2008).

Tabelle 14: Angenommene Erträge, Futterrationen und die dazu erforderliche Fläche bei einer ausschließlichen Fütterung mit Niedermooraufwuchs

	Ertrag pro ha	Acker								Intensives Grünland			
		Milchkuh		Milchkuh		Mastbulle		Mastbulle		Milchkuh		Mastbulle	
	Quelle [1]	Maisbasiert		Feldgrasbasiert		Maisbasiert		Feldgrasbasiert		Grasbasiert		Grasbasiert	
	t TM ha ⁻¹	t TM Kuh ⁻¹ a ⁻¹	ha Kuh ⁻¹	t TM Kuh ⁻¹ a ⁻¹	ha Kuh ⁻¹	t TM Bulle ⁻¹ a ⁻¹	ha Bulle ⁻¹	t TM Bulle ⁻¹ a ⁻¹	ha Bulle ⁻¹	t TM Kuh ⁻¹ a ⁻¹	ha Kuh ⁻¹	t TM Bulle ⁻¹ a ⁻¹	ha Bulle ⁻¹
Gerste	5,16	0,353	0,0685	0,379	0,0735	0,148	0,0286	0,168	0,0325	0,379	0,0735	0,148	0,0286
Weizen	5,418	0,883	0,1630	0,948	0,1749	0,369	0,0682	0,422	0,0775	0,948	0,1749	0,369	0,0682
Erbsenschrot	2,58	0,468	0,1815	0,502	0,1946	0,196	0,0759	0,222	0,0862	0,502	0,1946	0,196	0,0759
Rapsschrot	1,3932	0,009	0,0063	0,009	0,0068	0,004	0,0027	0,004	0,0030	0,009	0,0068	0,004	0,0027
Maissilage	13	4,471	0,3439	–	–	2,236	0,1720	–	–	–	–	–	–
Grassilage	10	1,022	0,1022	4,855	0,4855	–	–	2,300	0,2300	6,068	0,6068	2,874	0,2874
ha Rind⁻¹		0,8654		0,9352		0,35		0,43		1,06		0,46	
Rind ha⁻¹		1,16		1,07		2,88		2,33		0,95		2,16	

Quelle [1]: Hanff et al. (2010)

7.2.2.5 Treibhausgasemissionen bei der Energieproduktion

Zum einen wurde die direkte Nutzung der Biomasse von Niedermoorflächen in Biogas- oder Verbrennungsanlagen betrachtet. Zum anderen rückte die Biogasproduktion aus der Gülle von mit Niedermooraufwuchs gefütterten Rindern ins Blickfeld.

In den betrachteten Biogasanlagen werden Maissilage sowie Grassilage mit oder ohne Rindergülle genutzt. Um den Fermenter mit Silage und Rindergülle über Pumpen und Schneckenförderer zu befüllen, werden 1,535 kWh elektrische Energie pro Tonne Frischmasse eingesetzt (Landtechnikmagazin, 2017). Der Eigenstrombedarf einer Biogasanlage beträgt 8,1 % der produzierten Bruttoenergie (Naegele et al., 2012).

Die Biomassearten weisen unterschiedliche Methanerträge auf (siehe Tabelle 15). Ein Kubikmeter Methan hat einen Energiegehalt von 9,97 kWh und eine Dichte von 0,72 kg pro m³ (FNR, 2015) bei einer Normtemperatur von 0 °C sowie einer Normdichte von 101 325 Pascal (Physikalisch Technische Bundesanstalt, 2011). Es wurde angenommen, dass die Gärreste in einem abgedeckten und gasdichten Gärrestbehälter lagern und 2 % des produzierten Methans über Leckage aus der Biogasanlage entweichen (Tufvesson et al., 2013). Für das Blockheizkraftwerk (BHKW) einer Biogasanlage wurden ein elektrischer Wirkungsgrad von 38,7 % und ein thermischer Wirkungsgrad von 46,9 % angenommen (GE Jenbacher GmbH & Co OHG, 2006).

Der Heizwert von Schilf und Hackschnitzel liegt bei 3 800 kWh t⁻¹ TM und von Heu bei 4 000 kWh t⁻¹ TM (Hartmann, Aktualisierung der Ausgabe aus dem Jahr 2000). Erlen-Holz hackschnitzel werden in einer Holz-Vergaseranlage mit einem thermischen Wirkungsgrad von 58 % verwertet (Biomasseverbandes Oberösterreich, 2013). Hingegen wird Schilf in Strohverbrennungsanlagen mit einem thermischen Wirkungsgrad von 79 % verbrannt (Kubica et al., 2016). Der produzierte Strom und die Wärme von Aufwüchsen des Niedermoores können fossile Brennstoffe substituieren. Die eingesparten THG-Emissionen werden dem betrachteten Bewirtschaftungssystem gutgeschrieben. Für erzeugten Strom wurde ebenfalls der Emissionsfaktor (0,535 kg CO₂ e. kWh⁻¹) des deutschen Strommixes von 2014 herangezogen (Icha und Kuhs, 2016). Als Substituent für erzeugte Wärme wurde Heizöl gewählt. Heizöl emittiert 0,302 kg CO₂ e. kWh⁻¹ (Schächtele und Hertle, 2007).

Tabelle 15: Daten der Biogasproduktion und der Verbrennung von Niedermooraufwüchsen

Kenngrößen	Einheit	Wert	Quelle
<u>Eigenschaften von Biogasanlagen</u>			
Eigenenergiebedarf	% der Bruttoenergie	8,1	Naegele et al. (2012)
Methanertrag von Maissilage	1 kg ⁻¹ FM	101,15	Amon et al. (2007)
Methanausbeute der Grassilage intensiven Grünlands	1 kg ⁻¹ FM	115	Meyer-Aurich et al. (2016)
Methanausbeute der Grassilage extensiven Grünlands	1 kg ⁻¹ FM	84	Meyer-Aurich et al. (2016)
Methanausbeute von Rindergülle	1 kg ⁻¹ FM	16,9	Miranda et al. (2016)
Methanverlust durch Leckage	%	2	Tufvesson et al. (2013)
Elektrischer Wirkungsgrad (BHKW)	%	38,7	GE Jenbacher GmbH & Co OHG (2006)
Thermischer Wirkungsgrad (BHKW)	%	46,9	GE Jenbacher GmbH & Co OHG (2006)
<u>Eigenschaften der Biomasseverbrennung</u>			
Schilf/Heu			
Energiegehalt von Heu	kWh kg ⁻¹ TM	4,00	Hartmann (Aktualisierung der Ausgabe aus dem Jahr 2000)
Energiegehalt von Schilf	kWh kg ⁻¹ TM	3,80	Hartmann (Aktualisierung der Ausgabe aus dem Jahr 2000)
Energiegehalt von Hackschnitzeln	kWh kg ⁻¹ TM	3,80	Hartmann (Aktualisierung der Ausgabe aus dem Jahr 2000)
Thermischer Wirkungsgrad (Halmgutverbrennung)	%	78,7	Kubica et al., (2016)
Thermischer Wirkungsgrad (Holzvergaser)	%	58	Biomasseverbandes Oberösterreich (2013)
BHKW – Blockheizkraftwerk			

7.2.3 Auswirkungen der direkten Landnutzungsänderung auf die Treibhausgasemissionen

Veränderungen des Grundwasserflurabstandes haben Einfluss auf die Bewirtschaftungssysteme und Treibhausgasemissionen (siehe Kapitel 4 und Kapitel 5). Um die Torfmineralisation und daraus resultierende THG-Emissionen zu reduzieren, ist es erforderlich, den Grundwasserstand anzuheben und die Bewirtschaftungsintensität zu verringern (siehe Kapitel 5; (Renger et al.; 2002; Tanneberger et al., 2016). Andererseits könnte eine Grundwasserabsenkung es ermöglichen, das Land intensiver zu nutzen, was eine erhöhte Biomasseproduktion für die Erzeugung von Nahrungs- oder Futtermitteln sowie Energie und somit Substituenten für fossile Brennstoffe mit sich bringen könnte.

Um die Einsparungen oder zusätzlichen THG-Emissionen durch eine direkte Landnutzungsänderung (LUC) zwischen den betrachteten Bewirtschaftungssystemen aus Kapitel 4.2 abbilden zu können, wurde jedes Bewirtschaftungssystem jedem anderen Bewirtschaftungssystem gegenübergestellt. Die Differenzen der Treibhausgasemissionen zwischen dem „Ist-Status“ und einer anderen möglichen Landnutzung und Bewirtschaftung (siehe Kapitel 7.2.2) ergeben Einsparungen oder zusätzliche THG-Emissionen. Die anfänglich verstärkten

Treibhausgasemissionen, die sich dadurch ergeben, dass die Landnutzung durch das Umbrechen (Pflügen/ Scheiben) von Grünland oder naturnahen Mooren geändert wird, wurde mit $7,7 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach Meyer-Aurich et al. (2016) berücksichtigt. Bei einer Änderung der Landnutzung von Ackerland in Grünland oder in naturnahes Moor wurde angenommen, dass $3,3 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Boden gespeichert werden (Meyer-Aurich et al., 2016). Die Landnutzungsänderung zwischen extensiven- und intensiven Grünland sowie naturnahen Mooren wurde aufgrund eines nicht auftretenden Grünlandumbruches als neutral angenommen.

Bei der direkten Änderung der Landnutzung des Niedermoores bestehen große Unsicherheiten, die hauptsächlich aus der Variabilität der bodenbürtigen THG-Emissionen resultieren (siehe Kapitel 5.3). Um die Schwankungsbreite durch LUC abbilden zu können, wurden zu den THG-Emissionen Szenarien des besten Falles (engl.: *Best Case*) und des ungünstigsten Falles (engl.: *Worst Case*) anhand der ermittelten Maximal- und Minimalwerte der bodenbürtigen Emissionen (siehe Kapitel 5.3.7 und Tabelle 6) berechnet.

7.3 Ergebnisse und Diskussion

7.3.1 Treibhausgasemissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

Tabelle 16 und Abbildung 9 gibt einen Überblick über die Gesamt-THG-Emissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor. So werden mit einer grasbasierten Milchproduktion vom intensiven Grünland ohne die Verwertung der Gülle $39,37 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittiert, wohingegen mit der Nutzung von Schilf aus naturnahen Niedermoores für die thermische Verwertung und der damit einhergehenden Substitution fossiler Brennstoffe nur $2,25 \text{ t e. CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittiert werden. Extensive Bewirtschaftungssysteme weisen insgesamt geringere THG-Emissionen auf als intensive Bewirtschaftungssysteme.

Die bodenbürtigen Emissionen haben den weitaus größten Anteil an den Gesamtemissionen. In der Folge weisen Bewirtschaftungssysteme auf intensivem Grünland die höchsten Gesamtemissionen auf. Extensive und naturnahe Bewirtschaftungssysteme verzeichnen im Gegenzug dazu die geringsten Emissionen (siehe Kapitel 5.3.7). THG-Emissionen, die durch die Bewirtschaftung der Niedermoorflächen auftreten, haben lediglich eine geringe Bedeutung für die Gesamt-THG-Emissionen. Die zum Teil niedrigen THG-Emissionen ergeben sich aus der

Substitution fossiler Brennstoffe und aus den Gutschriften der enthaltenen Nährstoffe in den Gärresten sowie der Asche. Die wegen der Verbrennung von Schilf geringen THG-Emissionen basieren auf den hohen Erträgen von $12,5 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Wichtmann, 2009; Timmermann, 2009; Brix et al., 2001) sowie dem hohen thermischen Wirkungsgrad der Halmgutbiomasse-Verbrennungsanlagen von 78,7 % (Kubica et al., 2016).

Die im Vergleich dazu höheren Emissionen der Tierhaltung stammen vorwiegend aus dem Methan der Pansenfermentation. Emissionen, die durch die Fütterungs- und Melktechnik sowie die Tierpflege und -behandlung oder den Einsatz von Silofolien verursacht werden, spielen eine untergeordnete Rolle. Die höchsten Emissionen treten innerhalb der betrachteten Tierhaltungssysteme bei der Bullenmast auf. Dies liegt überwiegend an der hohen Anzahl der Bullen, die vom Aufwuchs eines Hektars gefüttert werden können und dementsprechend viel Methan durch die Pansenfermentation emittieren.

Die produktbezogenen THG-Emissionen pro Kilogramm Milch, ohne bodenbürtige Emissionen, liegen zwischen $0,62 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ bei hauptsächlich grasbasierter Silage vom intensiven Grünland über $0,64 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ bei maisbasierter Silage bis hin zu $0,68 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ bei Feldgrassilage. Damit betragen sie nur ungefähr zwei Drittel der Emissionen, wie sie von Wolf et al. (2016), Hirschfeld et al. (2008) oder Bellarby et al. (2013) berichtet werden. Dies liegt an den hier ausgeklammerten bodenbürtigen Emissionen und der Annahme, dass alle Produkte auf betriebseigenen Niedermoorflächen erzeugt werden (siehe Tabelle 14). So sind keine Futterkomponenten wie Soja in der Futterration enthalten. Hirschfeld et al. (2008) nahmen die Notwendigkeit einer Trocknung der Ernteprodukte sowie Futter-Transportwege von 240 km an. Außerdem wurde dort von einem wesentlich höheren mineralischen Düngerbedarf pro Hektar ausgegangen, da Erntereste nicht im Nährstoffkreislauf verblieben. Werden auch die bodenbürtigen Emissionen des Niedermoors betrachtet, so entstehen auf Ackerland THG-Emissionen in Höhe von $4,23 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Milch bei Maisfütterung bis hin zu $4,71 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Milch bei Feldgrasfütterung. Mit grasbasierter Fütterung vom intensiven Grünland werden sogar $4,92 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Milch emittiert. Damit liegen die THG-Emissionen für einen Liter Milch vom Niedermoor viereinhalb bis fünfeinhalb Mal über denen in der Literatur genannten Emissionen von mineralischen Standorten.

Auch die ermittelten Emissionen der Bullenmast auf Niedermoor unterscheiden sich von den in der Literatur angegebenen Werten. Bei hauptsächlich mit Maissilage gefütterten Tieren

beträgt der Ausstoß ohne die bodenbürtigen Emissionen $6,14 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch (mit bodenbürtigen Emissionen $35,28 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch), Bullenmast mit Aufwüchsen des intensiven Grünlandlandes erreicht $6,29 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch (mit bodenbürtigen Emissionen $47,70 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch), und bei Feldgrassilage werden $6,24 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch (mit bodenbürtigen Emissionen $42,25 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch) emittiert. Die Datenbank des Umwelt Bundesamtes (2017) gibt hingegen für deutsche Verhältnisse auf mineralischen Standorten deutlich geringere Emissionen in Höhe von $9,45 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch inklusive bodenbürtiger Emissionen an. Anhand der Zahlen wird der große Anteil der bodenbürtigen THG-Emissionen an den Gesamtemissionen deutlich. Die bodenbürtigen Emissionen miteingeschlossen, werden sehr hohe Emissionen bei der Mutterkuhhaltung erreicht ($886,62 \text{ kg CO}_2 \text{ e. kg}^{-1}$ Fleisch). Dies ist darauf zurückzuführen, dass angenommen wurde, dass der extensive Hektar Niedermoor mit nur 0,6 Großvieheinheiten beweidet wird und dass Mutterkühe eine lange Lebensdauer von acht Jahren haben sowie Kälber als Absetzer verkauft werden. Daher kommt es zu einer geringen Fleischproduktion von nur $27,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Energieproduktion intensiver Landnutzungssysteme führt in der rechnerischen Bilanz durch die Substitution fossiler Brennstoffe, im Gegensatz zur Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln, zu geringeren THG-Emissionen. Dennoch lässt diese intensive Nutzung von Mooren Torf oxidieren und führt damit zum Verlust an organischem Boden. Dadurch sinkt die Geländeoberkante ab. Der damit einhergehende verringerte Grundwasserflurabstand kann dazu zwingen, die Landwirtschaft auf diesen Standorten aufzugeben, oder zu weiterer und teurer Entwässerung durch ein intensiveres Grundwassermanagement führen (Strack, 2008; IPCC, 2014).

Die extensive Bewirtschaftung von Schilf und Kurzumtriebsplantagen bietet Vorteile für die Bodenstruktur, da die Ernte auf gefrorenem Boden stattfinden kann. Daher ist es nicht notwendig, den Grundwasserstand abzusenken oder unbedingt angepasste Technik anzuschaffen. Der Frost beeinflusst die Tragfähigkeit und damit die Befahrbarkeit positiv (Brunk, 1963). Es entstehen keine Fahrspuren und Bodenverdichtungen. Negative Einflüsse auf die Bodenstruktur und die Treibhausgasemissionen werden vermieden. Jedoch ist anzumerken, dass die Zeitfenster in Brandenburg relativ kurz sind. Dies setzt eine Flexibilität und Schlagkraft des Betriebes voraus.

Die hier berechneten Gesamtemissionen sind mit den mittleren Werten (Bodenemissionen, Ernteertäge, Methanausbeuten und anderen) berechnet worden. Schwankungen sind nicht berücksichtigt worden und können die Ergebnisse stark beeinflussen. Um diese Schwankungen zu berücksichtigen, sind weiterführend Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen erforderlich.

Tabelle 16: Flächenbezogene Treibhausgasemissionen von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoor

Landnutzung	Acker										Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor	
Betriebsausrichtung	Milch	Milch	Fleisch	Energie	Nahrungsmittel/ Futter		Milch	Milch	Fleisch	Energie	Milch	Milch	Fleisch	Energie	Kälber	Energie		Energie		
Produkte	Milch/ Biogas	Milch	Bullen/ Biogas	Biogas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Biogas	Milch	Bullen/ Biogas	Biogas	Milch/ Biogas	Milch	Bullen/ Biogas	Biogas	Mutter- kuh- haltung	Biogas	Verbren- nung	Ver- gasung	Verbren- nung	Ungen- utzt
Hauptkultur/ Vegetation	Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras/ Kräuter	Gras	Gras/ Kräuter	Erle	Schilf	Gras/ Kräuter
Einheit	t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹																			
THG-Emissionen gesamt	37,27	38,09	37,10	25,16	34,16	34,85	36,92	37,71	36,27	25,68	38,68	39,37	38,84	28,49	24,38	22,66	17,69	20,99	2,45	13,09
Bodenbürtige THG-Emissionen	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	32,3	34,45	34,45	34,45	34,45	23,24	23,24	23,24	23,24	13,09	13,09
CH ₄ (mittel)	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	1,58	1,58	1,58	1,58	3,36	3,36	3,36	3,36	11,01	11,01
N ₂ O (mittel)	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	6,59	4,57	4,57	4,57	4,57	1,07	1,07	1,07	1,07	0,2	0,2
CO ₂ (mittel)	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	25,58	28,3	28,3	28,3	28,3	18,81	18,81	18,81	18,81	1,88	1,88
THG-Emissionen durch Bewirtschaftung	1,60	1,61	1,65	1,37	1,86	2,55	1,54	1,54	1,43	0,82	1,50	1,50	1,36	2,10	0,04	0,22	-0,09	-0,10	0,02	0,00
THG-Emissionen durch Tierhaltung	4,18	4,18	5,15	–	–	–	3,87	3,87	4,17	–	3,42	3,42	3,87	–	1,10	–	–	–	–	–
THG-Emissionen durch Substitution fossiler Brennstoffe	-0,81	0,00	-2,01	-8,50	–	–	-0,78	0,00	-1,62	-7,45	-0,69	0,00	-0,84	-8,06	–	-0,80	-5,47	-2,15	-10,65	–
kg CO ₂ kg ⁻¹ Milch (ohne bodenbürtige Emissionen)	0,64	0,64	–	–	–	–	0,68	0,68	–	–	0,62	0,62	–	–	–	–	–	–	–	–
kg CO ₂ kg ⁻¹ Milch (mit bodenbürtigen Emissionen)	4,23	4,23	–	–	–	–	4,71	4,71	–	–	4,92	4,92	–	–	–	–	–	–	–	–
kg CO ₂ kg ⁻¹ Fleisch (ohne bodenbürtige Emissionen)	–	–	6,14	–	–	–	–	–	6,24	–	–	–	6,29	–	41,53	–	–	–	–	–
kg CO ₂ kg ⁻¹ Fleisch (mit bodenbürtigen Emissionen)	–	–	35,28	–	–	–	–	–	42,25	–	–	–	47,70	–	886,62	–	–	–	–	–

THG = Treibhausgas

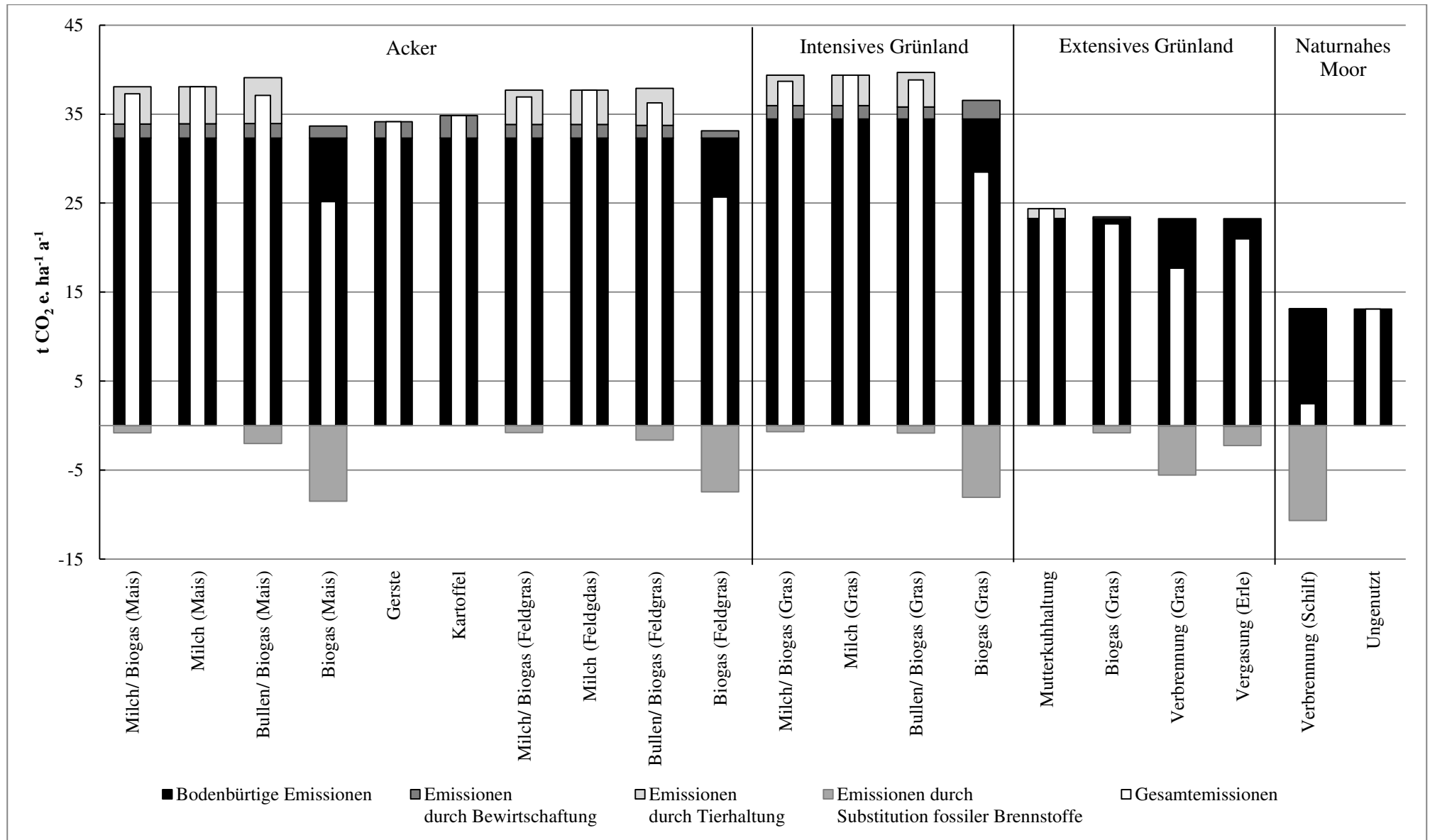


Abbildung 9: Gesamtreibhausgasemissionen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

7.3.2 Einfluss der direkten Landnutzungsänderung von Niedermoorflächen auf die Emissionen

THG-Emissionen können durch die direkte Landnutzungsänderung von einem Bewirtschaftungssystem hin zu einem anderen eingespart werden oder vermehrt auftreten. Bei einer Landnutzungsänderung von der intensiven Milchproduktion ohne Vergärung der Gülle mit einer maisbetonten Futterration vom Acker hin zum naturnahen Moor mit der thermischen Nutzung von Schilf (siehe Kapitel 7.3.1) lassen sich THG-Emissionen am effizientesten vermeiden. Hierbei werden $38,94 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eingespart. Tabelle 17 gibt einen Überblick über die reduzierten oder zusätzlichen THG-Emissionen.

Landnutzungsänderungen zwischen Acker und intensivem Grünland beeinflussen die Gesamt-THG-Emissionen kaum. Genauso verhält es sich beim Landnutzungswechsel zwischen der Milch- und Fleischerzeugung sowie der Erzeugung von Marktfrüchten auf Ackerland und intensivem Grünland. Dies liegt an den hohen bodenbürtigen Emissionen innerhalb der Landnutzungssysteme. Diese haben den größten Einfluss und dominieren die Gesamt-THG-Emissionen. Nur bei der Landnutzungsänderung von der Tierhaltung oder dem Marktfruchtanbau hin zum Energiepflanzenanbau werden durch die Gutschriften der substituierten fossilen Brennstoffe in der Bilanz deutliche THG-Einsparungen erzielt.

Die Milch- und Fleischproduktion der betrachteten Nutzungsvarianten weisen die höchsten Gesamt-THG-Emissionen auf Niedermooren auf. Um diese einzusparen, könnte es denkbar sein, Fleisch mit geringem Aufwand auf extensivem Niedermoor zu produzieren. Durch den Strukturwandel in der Landwirtschaft und den vermehrten Einsatz von Mais in der Fütterung könnten grundwassernahe intensive Grünlandflächen zur Futterproduktion brach fallen. Somit könnten diese Flächen als extensives Grünland genutzt werden. Milchviehfutter sollte aufgrund der hohen Einzeltier-Milchleistung intensiv und maisbasiert auf mineralischen Ackerstandorten produziert werden. Denn bei höheren Milchleistungen werden weniger Treibhausgase pro Kilogramm Milch emittiert (Zehetmeier et al., 2012).

Bei der Betrachtung des „*Worst Case*“ wäre genau wie bei den oben beschriebenen Berechnungen mit den Mittelwerten ein deutlicher Anstieg der THG-Emissionen bei einer Intensivierung festzustellen und umgekehrt ein Rückgang der THG-Emissionen bei Extensivierung (Tabelle 18). Die größten THG-Einsparungen erfolgen bei der direkten Landnutzungsänderung von der Milchproduktion mit Mais vom Acker ohne Vergärung der Gülle hin zur Verbrennung von Heu extensiven Grünlandes ($57,33 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die

größten zusätzlichen Emissionen würden bei der Landnutzungsänderung von der Milchproduktion mit Grassilage vom intensiven Grünland ohne Vergärung der Gülle zur intensiven Milchproduktion mit Mais vom Acker ebenfalls ohne Güllevergärung ($80,27 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auftreten.

Bei der Auswertung der Berechnungen zum „Best Case“ würden die größten THG-Einsparungen bei der Umwandlung von intensivem Grünland zur Milchproduktion ohne Vergärung von Gülle hin zur energetischen Nutzung des Schilfs vom naturnahen Moor ($47,00 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auftreten (Tabelle 19). Auch hier steigen aufgrund der höheren Gesamt-THG-Emissionen auf intensivem Grünland die THG-Emissionen bei der Umwandlung von Ackerland in intensives Grünland an.

Die Umwandlung, also die direkte Landnutzungsänderung einer Niedermoorfläche von einem Bewirtschaftungssystem in ein anderes, hat zur Folge, dass sich nicht nur die Gesamtreibhausgase auf der Fläche verändern, sondern auch die Produkte in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung vermehrt oder vermindert bereitgestellt werden. Eine gleichbleibende Nachfrage vorausgesetzt, müssen die verdrängten Produkte auf anderen Standorten erzeugt werden (Bertzky et al., 2011). Dies vermindert oder vermehrt die Flächennachfrage, was zu indirekter Landnutzungsänderung (*indirect Land Use Change*; iLUC) führen kann (Finkbeiner, 2013). Hierbei müssten verschiedene willkürliche Annahmen getroffen werden, die auf einzelnen subjektiven Werthaltungen beruhen. Die indirekten Effekte sind damit nicht wissenschaftlich begründet (Finkbeiner, 2013). So ist nicht zu ermitteln, wo diese Flächen bereitgestellt werden oder ob durch eine Angebotsverknappung die Preise steigen und damit die Nachfrage sinkt und ob eventuell auf andere Produkte ausgewichen wird. Es ist Spekulation, ob es zu Intensivierungen oder einer Umwandlung vorher ungenutzter Standorte in landwirtschaftliche Nutzflächen kommen wird. Daher wurden die Auswirkungen der indirekten Landnutzungsänderung hier nicht betrachtet. Eine Möglichkeit, diese abzuschätzen, könnte mit einem Gleichgewichtsmodell erfolgen. Es ist davon auszugehen, dass Flächen an anderen Orten eingespart werden, indem Niedermoorflächen intensiviert und damit einhergehend die Produktmassen ausgeweitet werden. Dies führt zu verstärkten THG-Emissionen auf dem Niedermoor, andernorts aber zu THG-Einsparungen. Andererseits können mit der Extensivierung von Niedermoorflächen bodenbürtige THG-Emissionen eingespart werden. Dies bedeutet aber, dass auf anderen Standorten Flächen bereitgestellt werden müssten oder eine Intensivierung obligat wäre. Sollten mineralische Grünlandstandorte dafür umgebrochen werden, könnte es aufgrund der hohen eingesparten

Menge an bodenbürtigen Treibhausgasen vom Niedermoor dennoch in der Gesamtheit zu THG-Einsparungen kommen.

Landnutzungsänderungen mit der Extensivierung von Niedermooren sind in der Praxis nicht sofort und immer umsetzbar, da nicht alle Standorte aufgrund ihrer Größe, Grundwasserflurabstände und der sie umgebenen Infrastruktur für jede Landnutzung geeignet sind. Vermutlich würden nur geringfügige Intensivierungen oder Extensivierungen je nach der derzeitigen Nutzung durchgeführt werden. So wurden in den letzten Jahrzehnten Siedlungen in Gebieten errichtet, die zuvor trockengelegt worden waren. Bei der Wiedervernässung von Mooren könnten Bauwerke und sonstige Infrastruktureinrichtungen in Mitleidenschaft gezogen werden.

Tabelle 17: Mittlere THG-Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte)

			Acker									Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor			
			Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Bio- gas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Bio- gas	Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Bio-gas	Mutter- kuh- haltung	Bio- gas	Verbren- nung	Hack- schnittzel- verbren- nung	Verbren- nung	Ungenutzt	
			Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras/ Kräuter	Gras	Gras/ Kräuter	Erle	Schilf	Gras/ Kräuter	
Ist-Status	Acker	Milch/ Biogas	Mais	–	0,81	–0,18	–12,11	–3,12	–2,43	–0,35	0,43	–1,00	–11,60	–1,89	–1,20	–1,73	–12,08	–16,19	–17,92	–22,89	–19,59	–38,12	–27,48
		Milch	Mais	–0,81	–	–0,99	–12,92	–3,93	–3,24	–1,16	–0,38	–1,81	–12,41	–2,71	–2,01	–2,55	–12,90	–17,01	–18,73	–23,70	–20,40	–38,94	–28,30
		Mastbullen/ Biogas	Mais	0,18	0,99	–	–11,93	–2,94	–2,25	–0,17	0,61	–0,82	–11,42	–1,72	–1,02	–1,55	–11,91	–16,02	–17,74	–22,71	–19,41	–37,95	–27,31
		Biogas	Mais	12,11	12,92	11,93	–	8,99	9,68	11,76	12,54	11,11	0,51	10,22	10,91	10,38	0,03	–4,08	–5,81	–10,78	–7,47	–26,01	–15,37
		Gerste	Gerste	3,12	3,93	2,94	–8,99	–	0,69	2,77	3,55	2,12	–8,48	1,22	1,92	1,39	–8,97	–13,07	–14,80	–19,77	–16,47	–35,01	–24,37
		Kartoffel	Kartoffel	2,43	3,24	2,25	–9,68	–0,69	–	2,08	2,86	1,43	–9,17	0,54	1,23	0,70	–9,65	–13,76	–15,49	–20,46	–17,16	–35,69	–25,06
		Milch/ Biogas	Feldgras	0,35	1,16	0,17	–11,76	–2,77	–2,08	–	0,78	–0,65	–11,25	–1,54	–0,85	–1,38	–11,73	–15,84	–17,57	–22,54	–19,24	–37,77	–27,13
		Milch	Feldgras	–0,43	0,38	–0,61	–12,54	–3,55	–2,86	–0,78	–	–1,43	–12,03	–2,32	–1,63	–2,16	–12,51	–16,62	–18,35	–23,32	–20,02	–38,55	–27,92
		Mastbullen/ Biogas	Feldgras	1,00	1,81	0,82	–11,11	–2,12	–1,43	0,65	1,43	–	–10,60	–0,89	–0,20	–0,73	–11,08	–15,19	–16,92	–21,89	–18,59	–37,12	–26,48
		Biogas	Feldgras	11,60	12,41	11,42	–0,51	8,48	9,17	11,25	12,03	10,60	–	9,71	10,40	9,87	–0,48	–4,59	–6,32	–11,29	–7,99	–26,52	–15,89
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	6,29	7,11	6,12	–5,82	3,18	3,86	5,94	6,72	5,29	–5,31	–	0,69	0,16	–10,19	–14,30	–16,02	–20,99	–17,69	–36,23	–25,59
		Milch	Gras	5,60	6,41	5,42	–6,51	2,48	3,17	5,25	6,03	4,60	–6,00	–0,69	–	–0,53	–10,88	–14,99	–16,72	–21,69	–18,38	–36,92	–26,28
		Mastbullen/ Biogas	Gras	6,13	6,95	5,95	–5,98	3,01	3,70	5,78	6,56	5,13	–5,47	–0,16	0,53	–	–10,35	–14,46	–16,19	–21,16	–17,85	–36,39	–25,75
		Biogas	Gras	16,48	17,30	16,31	4,37	13,37	14,05	16,13	16,91	15,48	4,88	10,19	10,88	10,35		–4,11	–5,83	–10,80	–7,50	–26,04	–15,40
	Extensives Grünland	Mutterkuh- haltung	Gras/ Kräuter	20,59	21,41	20,42	8,48	17,47	18,16	20,24	21,02	19,59	8,99	14,30	14,99	14,46	4,11	–	–1,72	–6,69	–3,39	–21,93	–11,29
		Biogas	Gras	22,32	23,13	22,14	10,21	19,20	19,89	21,97	22,75	21,32	10,72	16,02	16,72	16,19	5,83	1,72	–	–4,97	–1,67	–20,21	–9,57
		Verbrennung	Gras/ Kräuter	27,29	28,10	27,11	15,18	24,17	24,86	26,94	27,72	26,29	15,69	20,99	21,69	21,16	10,80	6,69	4,97	–	3,30	–15,24	–4,60
		Hackschnitzel- verbrennung	Erle	23,99	24,80	23,81	11,87	20,87	21,56	23,64	24,42	22,99	12,39	17,69	18,38	17,85	7,50	3,39	1,67	–3,30	–	–18,54	–7,90
Natur- nahes Moor	Verbrennung	Schilf	42,52	43,34	42,35	30,41	39,41	40,09	42,17	42,95	41,52	30,92	36,23	36,92	36,39	26,04	21,93	20,21	15,24	18,54	–	10,64	
	Ungenutzt	Gras/ Kräuter	31,88	32,70	31,71	19,77	28,77	29,46	31,53	32,32	30,88	20,29	25,59	26,28	25,75	15,40	11,29	9,57	4,60	7,90	–10,64	–	

Tabelle 18: THG-Emissionen im ungünstigsten Fall (*Worst Case*) durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte)

			Acker									Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor			
			Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Bio- gas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Mutter- kuh- haltung	Bio- gas	Verbren- nung	Hack- schnittel- vergasung	Verbren- nung	Un- genutzt	
			Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras/ Kräuter	Gras	Gras/ Kräuter	Erle	Schilf	Gras/ Kräuter	
Ist-Status	Acker	Milch/ Biogas	Mais	–	0,81	–0,26	–12,11	–3,12	–2,43	–0,35	0,43	–1,08	–11,60	–11,95	–11,26	–11,77	–22,14	–50,93	–51,55	–56,52	–53,22	–48,87	–38,23
		Milch Mastbullen/ Biogas	Mais	–0,81	–	–1,08	–12,92	–3,93	–3,24	–1,16	–0,38	–1,89	–12,41	–12,77	–12,07	–12,59	–22,96	–51,74	–52,36	–57,33	–54,03	–49,69	–39,05
		Biogas	Mais	0,26	1,08	–	–11,85	–2,85	–2,17	–0,09	0,69	–0,82	–11,34	–11,69	–11,00	–11,51	–21,88	–50,66	–51,28	–56,25	–52,95	–48,61	–37,97
		Gerste	Gerste	12,11	12,92	11,85	–	8,99	9,68	11,76	12,54	11,03	0,51	0,16	0,85	0,34	–10,03	–38,81	–39,44	–44,41	–41,10	–36,76	–26,12
		Kartoffel	Kartoffel	3,12	3,93	2,85	–8,99	–	0,69	2,77	3,55	2,04	–8,48	–8,84	–8,14	–8,65	–19,03	–47,81	–48,43	–53,40	–50,10	–45,76	–35,12
		Milch/ Biogas	Feldgras	2,43	3,24	2,17	–9,68	–0,69	–	2,08	2,86	1,35	–9,17	–9,52	–8,83	–9,34	–19,71	–48,50	–49,12	–54,09	–50,79	–46,44	–35,81
		Milch Mastbullen/ Biogas	Feldgras	0,35	1,16	0,09	–11,76	–2,77	–2,08	–	0,78	–0,73	–11,25	–11,60	–10,91	–11,42	–21,79	–50,57	–51,20	–56,17	–52,87	–48,52	–37,88
		Biogas	Feldgras	–0,43	0,38	–0,69	–12,54	–3,55	–2,86	–0,78	–	–1,51	–12,03	–12,38	–11,69	–12,20	–22,57	–51,36	–51,98	–56,95	–53,65	–49,30	–38,67
		Biogas	Feldgras	1,08	1,89	0,82	–11,03	–2,04	–1,35	0,73	1,51	–	–10,52	–10,87	–10,18	–10,69	–21,06	–49,85	–50,47	–55,44	–52,14	–47,79	–37,16
		Biogas	Feldgras	11,60	12,41	11,34	–0,51	8,48	9,17	11,25	12,03	10,52	–	–0,35	0,34	–0,17	–10,54	–39,33	–39,95	–44,92	–41,62	–37,27	–26,64
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	16,35	79,58	15,28	67,73	24,27	68,42	26,35	69,20	24,84	58,68	–	0,69	0,18	–10,19	–38,97	–39,59	–44,56	–41,26	–36,92	–26,28
		Milch Mastbullen/ Biogas	Gras	15,66	80,27	14,58	68,42	23,58	69,11	25,66	69,89	24,15	59,37	–0,69	–	–0,51	–10,88	–39,66	–40,29	–45,26	–41,95	–37,61	–26,97
		Biogas	Gras	16,17	79,76	15,10	67,91	24,09	68,60	26,17	69,38	24,66	58,86	–0,18	0,51	–	–10,37	–39,15	–39,77	–44,75	–41,44	–37,10	–26,46
		Biogas	Gras	26,54	69,38	25,47	57,54	34,46	58,23	36,54	59,01	35,03	48,49	10,19	10,88	10,37	–	–28,78	–29,40	–34,37	–31,07	–26,73	–16,09
	Extensives Grünland	Mutterkuh- haltung	Gras/ Kräuter	55,33	40,60	54,25	28,76	63,24	29,44	65,32	30,23	63,81	19,71	38,97	39,66	39,15	28,78	–	–0,62	–5,59	–2,29	2,05	12,69
		Biogas	Gras Gras/ Kräuter	55,95	39,98	54,87	28,13	63,86	28,82	65,94	29,60	64,43	19,08	39,59	40,29	39,77	29,40	0,62	–	–4,97	–1,67	2,67	13,31
		Verbrennung	Gras/ Kräuter	60,92	35,01	59,84	23,16	68,83	23,85	70,91	24,63	69,40	14,11	44,56	45,26	44,75	34,37	5,59	4,97	–	3,30	7,64	18,28
		Vergasung	Erle	57,62	38,31	56,54	26,46	65,53	27,15	67,61	27,94	66,10	17,42	41,26	41,95	41,44	31,07	2,29	1,67	–3,30	–	4,34	14,98
	Natur- nahes Moor	Verbrennung	Schilf	53,27	42,65	52,20	30,81	61,19	31,50	63,27	32,28	61,76	21,76	36,92	37,61	37,10	26,73	–2,05	–2,67	–7,64	–4,34	–	10,64
		Ungenutzt	Gras/ Kräuter	42,63	53,29	41,56	41,45	50,55	42,14	52,63	42,92	51,12	32,40	26,28	26,97	26,46	16,09	–12,69	–13,31	–18,28	–14,98	–10,64	–

Tabelle 19: THG-Emissionen im besten Fall (*Best Case*) durch direkte Landnutzungsänderungen in t CO₂ e. ha⁻¹ a⁻¹ (Differenzen der Mittelwerte)

			Acker									Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor			
			Milch Bio-gas	Milch	Mast-bullen/ Biogas	Bio-gas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Bio-gas	Milch	Mast-bullen/ Biogas	Biogas	Milch/ Biogas	Milch	Mast-bullen/ Biogas	Biogas	Mutter-kuh-haltung	Bio-gas	Verbren-nung	Hack-schnitzel-vergasung	Verbren-nung	Ungenut- zt	
			Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld-gras	Feld-gras	Feld-gras	Feld-gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras/ Kräuter	Gras	Gras/ Kräuter	Erle	Schilf	Gras/ Kräuter	
Ist-Status	Acker	Milch/ Biogas	Mais	–	1,1	0,0	–11,9	–2,9	–2,2	–0,1	0,7	–0,8	–11,3	16,6	17,2	16,7	6,4	–3,5	–5,2	–10,2	–6,9	–29,7	–19,1
		Milch Mastbullen/ Biogas	Mais	–1,1	–	–1,1	–12,9	–3,9	–3,2	–1,2	–0,4	–1,9	–12,4	15,5	16,2	15,7	5,3	–4,5	–6,3	–11,2	–7,9	–30,8	–20,2
			Mais	0,0	1,1	–	–11,8	–2,9	–2,2	–0,1	0,7	–0,8	–11,3	16,6	17,3	16,7	6,4	–3,5	–5,2	–10,2	–6,9	–29,7	–19,1
		Biogas	Mais	11,9	12,9	11,8	–	9,0	9,7	11,8	12,5	11,0	0,5	28,4	29,1	28,6	18,2	8,4	6,7	1,7	5,0	–17,9	–7,2
		Gerste	Gerste	2,9	3,9	2,9	–9,0	–	0,7	2,8	3,5	2,0	–8,5	19,4	20,1	19,6	9,2	–0,6	–2,3	–7,3	–4,0	–26,9	–16,2
		Kartoffel	Kartoffel	2,2	3,2	2,2	–9,7	–0,7	–	2,1	2,9	1,4	–9,2	18,7	19,4	18,9	8,5	–1,3	–3,0	–8,0	–4,7	–27,6	–16,9
		Milch/ Biogas	Feldgras	0,1	1,2	0,1	–11,8	–2,8	–2,1	–	0,8	–0,7	–11,2	16,6	17,3	16,8	6,5	–3,4	–5,1	–10,1	–6,8	–29,6	–19,0
		Milch Mastbullen/ Biogas	Feldgras	–0,7	0,4	–0,7	–12,5	–3,5	–2,9	–0,8	–	–1,5	–12,0	15,9	16,6	16,0	5,7	–4,2	–5,9	–10,8	–7,5	–30,4	–19,8
			Feldgras	0,8	1,9	0,8	–11,0	–2,0	–1,4	0,7	1,5	–	–10,5	17,4	18,1	17,6	7,2	–2,6	–4,4	–9,3	–6,0	–28,9	–18,3
		Biogas	Feldgras	11,3	12,4	11,3	–0,5	8,5	9,2	11,2	12,0	10,5	–	27,9	28,6	28,1	17,7	7,9	6,2	1,2	4,5	–18,4	–7,7
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	–12,2	–11,1	–12,2	–24,0	–15,0	–14,3	–12,2	–11,5	–13,0	–23,5	–	0,7	0,2	–10,2	–20,0	–21,7	–26,7	–23,4	–46,3	–35,6
		Milch Mastbullen/ Biogas	Gras	–12,8	–11,8	–12,9	–24,7	–15,7	–15,0	–12,9	–12,2	–13,7	–24,2	–0,7	–	–0,5	–10,9	–20,7	–22,4	–27,4	–24,1	–47,0	–36,3
			Gras	–12,3	–11,3	–12,3	–24,2	–15,2	–14,5	–12,4	–11,6	–13,2	–23,7	–0,2	0,5	–	–10,4	–20,2	–21,9	–26,9	–23,6	–46,5	–35,8
		Biogas	Gras	–2,0	–0,9	–2,0	–13,8	–4,8	–4,1	–2,1	–1,3	–2,8	–13,3	10,2	10,9	10,4	–	–9,8	–11,6	–16,5	–13,2	–36,1	–25,5
	Extensives Grünland	Mutterkuh-haltung	Gras/ Kräuter	7,9	8,9	7,9	–4,0	5,0	5,7	7,8	8,6	7,0	–3,5	20,0	20,7	20,2	9,8	–	–1,7	–6,7	–3,4	–26,3	–15,6
		Biogas	Gras	9,6	10,7	9,6	–2,3	6,7	7,4	9,5	10,3	8,8	–1,8	21,7	22,4	21,9	11,6	1,7	–	–5,0	–1,7	–24,5	–13,9
		Verbrennung	Gras/ Kräuter	14,6	15,6	14,6	2,7	11,7	12,4	14,5	15,2	13,7	3,2	26,7	27,4	26,9	16,5	6,7	5,0	–	3,3	–19,6	–8,9
		Vergasung	Erle	11,3	12,3	11,3	–0,6	8,4	9,1	11,2	11,9	10,4	–0,1	23,4	24,1	23,6	13,2	3,4	1,7	–3,3	–	–22,9	–12,2
Natur-nahes Moor	Verbrennung	Schilf	34,1	35,2	34,1	22,3	31,3	32,0	34,0	34,8	33,3	22,8	46,3	47,0	46,5	36,1	26,3	24,5	19,6	22,9	–	10,6	
	Ungenutzt	Gras/ Kräuter	23,5	24,6	23,5	11,6	20,6	21,3	23,4	24,2	22,7	12,1	35,6	36,3	35,8	25,5	15,6	13,9	8,9	12,2	–10,6	–	

7.4 Schlussfolgerungen

Bewirtschaftungssysteme intensiver Landnutzungssysteme weisen im Gegensatz zu extensiven Landnutzungssystemen die höchsten Gesamtemissionen auf. Bodenbürtige Emissionen spielen hierbei die größte Rolle. Daher ist die Extensivierung die effektivste Maßnahme, um auf Niedermoor THG-Emissionen zu vermindern.

Intensives Grünland emittiert bodenbürtig und bewirtschaftungsbedingt höhere THG-Emissionen als Ackerland. Dies lässt den Schluss zu, Ackerland als intensives Landnutzungssystem dem intensiven Grünland vorzuziehen. Gleichzeitig werden höheren Produktmengen erzeugt.

Verschiedene Bewirtschaftungssysteme auf die von ihnen verursachten THG-Emissionen hin zu vergleichen, erweist sich als schwierig. In der Bilanz weisen energieproduzierende Bewirtschaftungssysteme gleicher Landnutzungssysteme rein rechnerisch niedrigere THG-Gesamtemissionen auf als Erzeugnisse wie Milch, Fleisch, Futter- und Nahrungsmittel. Diese können im Gegensatz zu Energie keine fossilen Rohstoffe substituieren.

Daher ist eine Nutzungsänderung hin zu extensiven und naturnahen Landnutzungssystemen mit der energetischen Nutzung der Aufwüchse bei gleichzeitig verminderten bodenbürtigen THG-Emissionen zu bevorzugen. Da aufgrund des hohen Grundwasserstandes naturnahe und extensive Flächen für eine Nahrungs- und Futterproduktion nicht nutzbar sind, wären diese Flächen dafür prädestiniert, Biomasse für die Energieproduktion zu erzeugen. Dadurch werden fossile Brennstoffe substituiert und die organische Bodensubstanz geschützt. Gleichzeitig findet Wertschöpfung im ländlichen Raum statt, und die Kulturlandschaft wird erhalten.

8. Rentabilität von Bewirtschaftungssystemen auf Niedermoor

Dieses Kapitel ist in Anlehnung an die Veröffentlichung: Rebhann, Karatay, Filler, Prochnow, Profitability of Management Systems on German Fenlands. Sustainability 2016, 8, 1103.

8.1 Einleitung

Die wirtschaftliche Nutzung von Niedermooeren mit gängiger Landtechnik erfordert es, die Grundwasserstände durch Drainagen sowie Gräben und Kanäle abzusenken (van den Pol-van Dasselaar et al., 1999a; Leiber-Sauheitl et al., 2014; Flessa et al., 1998). Dadurch kommt es zu gegenläufigen Abhängigkeiten. Die Wirtschaftlichkeit sowie das Artenspektrum anzubauender Kulturen steigt (Eickenscheidt et al., 2015; Käding et al., 2005), wohingegen Treibhausgasemissionen (CO_2 und N_2O) und Torfzersetzung zunehmen (siehe Kapitel 5). Um die Klimaschutzziele zu erreichen und den organischen Boden für spätere Generationen zu schützen, ist eine Nutzung der Niedermooere mit geringen Grundwasserflurabständen zu präferieren. Für solche abwägenden Analysen ist es erforderlich, die Kostenstrukturen und Erträge verschiedener Bewirtschaftungssysteme abzuschätzen. Dies beinhaltet, angepasste Technik und alternative Produktionsoptionen auf Niedermoor zu analysieren (Wichmann und Wichtmann, 2011; Wichtmann, 2009). Verschiedene ökonomische Aspekte der Bewirtschaftungssysteme auf wiedervernässten Niedermooeren wurden auf Betriebsebene oder regionsbezogenen in verschiedenen Studien betrachtet. Dabei wurde die Wirtschaftlichkeit einzelner Kulturen oder Landnutzungssysteme auf Niedermooeren untersucht (Wichmann und Wichtmann, 2011; Wichtmann und Haberl, 2012; Kowatsch et al., 2008; Hanff und Lau, 2016). Cooper und Lindegaard (2013) berechneten die Grillkohleproduktion aus Niedermooeraufwüchsen naturnaher Niedermooere. In anderen Veröffentlichungen werden Treibhausgasvermeidungskosten durch torfschonende Bewirtschaftung beschrieben (Krimly et al., 2016; Röder und Grützmacher, 2012). Die Kosten und Erlöse verschiedener Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor wurden noch nicht systematisch analysiert. Eine solche Untersuchung ist jedoch notwendig, um die Wirtschaftlichkeit verschiedener Nutzungsoptionen für Niedermooere zu vergleichen. Diese Daten können anschließend zur Berechnung von Treibhausgasvermeidungskosten bereitgestellt werden.

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, einen Überblick über die Wirtschaftlichkeit von Niedermoorbewirtschaftungssystemen sowie den Arbeitsaufwand verschiedener

Bewirtschaftungssysteme auf Niedermooren zu geben. Es wurden Kosten, Einnahmen und Gewinn für 20 beschriebene Bewirtschaftungssysteme in vier Landnutzungssystemen berechnet (siehe Kapitel 4.1 und 4.2). Je nach Höhe der Gewinne der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme wurden diese für die vorliegende Arbeit als wirtschaftlich, gering wirtschaftlich und unwirtschaftlich eingestuft.

8.2 Material und Methoden

8.2.1 Wirtschaftlichkeitsberechnungen der Niedermoor-Bewirtschaftungssysteme

Die Berechnungen zu Einnahmen, Kosten und Gewinn für die zwanzig Bewirtschaftungssysteme beziehen sich auf einen Modellbetrieb der Größenordnung von 150 ha. Die Herangehensweise zu den verschiedenen Bewirtschaftungssystemen richtet sich nach den gleichen Annahmen und Quellen wie in Kapitel 7. Somit ist eine Vergleichbarkeit der Bewirtschaftungssysteme gegeben. Die Einnahmen setzen sich aus dem Verkauf von Produkten, Subventionen und Förderungen zusammen. Kurzfristig müssen die Einnahmen ausreichen, um die variablen Kosten zu decken. Langfristig sollten die Einnahmen genügen, um alle Kosten der Produktion zu decken. Der Gewinn errechnet sich aus der Differenz von Einnahmen und Kosten.

Der Gewinn (π_j) für das einzelne Bewirtschaftungssystem (j) in einem Wirtschaftsjahr ist die Differenz aus den Einnahmen (I_j) und den gesamten Produktionskosten (TC_j) (Formel 15)

$$\pi_j = I_j - TC_j \quad (15)$$

In jedem Bewirtschaftungssystem (j) können verschieden viele Produkte (i) erzielt werden (Milch, Fleisch, Energie ...). Die Einnahmen (I_j) der Bewirtschaftungssysteme (j) werden als die Summe der Erträge für die Produkte (Y_{ij}) und deren erzielbare Preise (P_{ij}) errechnet (siehe Formel 16). Zum Beispiel werden im Bewirtschaftungssystem 1 (siehe Tabelle 2) die Produkte Milch (Y_{11}) Fleisch (Y_{21}) sowie Energie (Y_{31}) und Wärme (Y_{41}) aus der Biogasanlage mit ihren entsprechenden Preisen P_{11} , P_{21} , P_{31} und P_{41} berechnet. Im Bewirtschaftungssystem 5 (siehe Tabelle 2) ist Gerste ein alleiniges Produkt (Y_{15}).

In diesen Berechnungen werden die Einnahmen ermittelt, die durch den Verkauf von Markterzeugnissen (Gerste, Kartoffeln), Milch, Fleisch (Bullen, Schlachtkühe), von Kälbern und Energie (Strom, Wärme) erzielt werden. Die Einnahmen durch Subventionen (S_j) wie die EU-

Direktzahlungen oder die Förderung einer „moorschonenden Stauhaltung“ (PES_j) kommen noch dazu.

$$I_j = \sum_{i=1}^n P_{ij} Y_{ij} \quad (16)$$

Für den modellierten Betrieb von 150 ha werden 259,58 € ha⁻¹ a⁻¹ an Subventionen von der Europäischen Union (EU) gezahlt. Diese setzen sich zusammen aus 159,07 € ha⁻¹ a⁻¹ EU-Basisprämie, 87,11 € ha⁻¹ a⁻¹ Zahlungen für das „Greening“ und 13,40 € ha⁻¹ a⁻¹ Umverteilungsprämie (Bauernverband, 2016). Einschränkungen wie die Stilllegung von 5 % der Gesamtbetriebsfläche im Rahmen der EU-Greening-Anforderungen wurden nicht berücksichtigt. Wenn der Grundwasserflurabstand auf extensivem Grünland über das gesamte Jahr zwischen 0,10 und 0,30 m unter der Geländeoberfläche gehalten wird, kann im Land Brandenburg eine Förderung für die eingeschränkte Nutzung in Höhe von 387 € ha⁻¹ a⁻¹ gewährleistet werden (Landesamt für Umwelt – Brandenburg). Zusammen ergibt sich so ein Betrag von 647 € ha⁻¹ a⁻¹ aus EU-Förderung und der Förderung der „moorschonenden Stauhaltung“. Tabelle 20 gibt einen Überblick über Kosten und Erzeugerpreise des Pflanzenbaus.

Tabelle 20: Werte für die ökonomischen Berechnungen der Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<u>Fixe Kosten</u>			
Pacht für Acker	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	131,00	Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2014)
Pacht für intensives Grünland	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	90,00	Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2014)
Pacht für extensives Grünland	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	45,00	Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2014)
Steuer	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	7,67	Wichtmann und Haberl (2012)
Gewässerbeitrag landw. Flächen	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	9,05	Gemeinde Möllenhagen (2013)
Gewässerbeitrag für naturnahe Moore	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	4,87	Gemeinde Möllenhagen (2013)
<u>Lohnkosten</u>	€ h ⁻¹	15	KTBL (2009)
<u>Staatliche Zahlungen</u>			
EU-Basisprämie (Brandenburg)	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	159,58	Deutscher Bauernverband (2016)
Zahlungen für das Greening	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	87,11	Deutscher Bauernverband (2016)
Umverteilungsprämie (für die ersten 30 ha)	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	13,40	Deutscher Bauernverband (2016)
Zahlungen zur „moorschonenden Stauhaltung“ (KULAP) ^a	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	387,00	Landesamt für Umwelt – Brandenburg
<u>Erzeugerpreise</u>			
Gerste	€ t ⁻¹ FM	158,4	Hanff und Lau (2016)
Speisekartoffeln	€ t ⁻¹ FM	142	Hanff und Lau (2016)
Futterkartoffeln	€ t ⁻¹ FM	15	Hanff und Lau (2016)
<u>Saat- und Pflanzkosten</u>			
Mais-Saatgut	€ ha ⁻¹	136,00	Hanff und Lau (2016)
Gersten-Saatgut	€ ha ⁻¹	60,00	Hanff und Lau (2016)
Pflanzkartoffeln	€ ha ⁻¹	856,00	Hanff und Lau (2016)
Gras-Saatgut	€ ha ⁻¹	56,00	Hanff und Lau (2016)
Zweijährig bewurzelte Erlenpflanzen (4 000 Pflanzen ha ⁻¹)	€ ha ⁻¹	2.680,00	Schlegel & Co. Gartenprodukte GmbH (2016)
<u>Andere Betriebsmittel^b</u>			
Dieselskosten	€ l ⁻¹	0,80	(KTBL (2009)
Stickstoffdünger	€ t ⁻¹	960	Hanff und Lau (2016)
Ballennetz für Rundballen	€ m ⁻¹	0,08	Hanff und Lau (2016)
^a Kulturlandschaftsprogramm, ^b weitere Kosten, die zu den in Tabelle 10 aufgelisteten Kosten hinzukommen			

Die Gesamtkosten (TC_j) für ein Bewirtschaftungssystem beruhen auf addierten variablen Kosten (VC_{ij}) und den entsprechenden fixen Kosten (FC_j), siehe Formel 17. In dieser Analyse setzen sich die variablen Kosten aus Kosten für die Maschinenreparaturen, für die Beschaffung von Betriebsmitteln, wie sie Saatgut, Dünger und Pflanzenschutzmittel darstellen, sowie Lohnkosten und Energie zusammen. Die Fixkosten beinhalten Kosten (Opportunitätskosten) für die Versicherung, Miete, die Abschreibung von Anlagen, Gebäuden und Maschinen sowie Zinsen (KTBL, 2009; Hanff und Lau, 2016). Bei den Berechnungen wurde in Schritten vorgegangen. Beispielhaft für das Bewirtschaftungssystem 1 (siehe Tabelle 2) wurden die Kosten für die Landbewirtschaftung, die Futterlagerung, die Milchproduktion sowie die Biogasproduktion einzeln berechnet. Das Bewirtschaftungssystem 5 betrachtet nur die Kosten der Landbewirtschaftung für die Produktion von Gerste.

$$TC_j = \sum_{i=1}^n VC_{ij} + FC_j \quad (17)$$

Die Ergebnisse für die Kosten, die Einnahmen und der Gewinn werden pro Hektar Niedermoor und Jahr angegeben (€ ha⁻¹ a⁻¹). Diese Einheit wurde gewählt, da die

Berechnungen zu Treibhausgasemissionen von Niedermooren (siehe Kapitel 5 und 7) ebenfalls auf einen Hektar und ein Jahr bezogen wurden. Die Wirtschaftlichkeit von Niedermoorbewirtschaftungssystemen wird hauptsächlich durch die Produktionskosten beeinflusst. Langfristig müssen die Gesamtkosten durch die Einnahmen gedeckt sein. Daher sind langfristig solche Marktpreise für die erzeugten Produkte erforderlich, die die Bewirtschaftung von Niedermooren rentabel macht. Der Gewinnschwellenpreis gibt das Preisniveau an, das erreicht sein muss, damit die Einnahmen die Gesamtkosten decken. Erzeugerpreise unterhalb des Gewinnschwellenpreises reichen nicht aus, um die Kosten zu decken, und führen zu unprofitablen Bewirtschaftungssystemen (Singh und Deshpande, 2016). Der Gewinnschwellenpreis wurde für jedes Hauptprodukt berechnet. Dabei wurden die Preise der Nebenprodukte konstant gehalten. Nur wenn kein Preis die Kosten und das Einkommen abbilden konnte, wurde der Fall als „n/a“ (nicht abbildbar) deklariert. Profitable Bewirtschaftungssysteme wurden als „weniger profitabel“ deklariert, wenn der Gewinn zwischen 0 und 200 € ha⁻¹ a⁻¹ lag. Als sehr profitabel wurden Gewinne über 200 € ha⁻¹ a⁻¹ bezeichnet. Bewirtschaftungssysteme mit negativem Gewinn, also Verlusten, wurden als unwirtschaftlich bewertet.

Die Gesamtarbeitszeit wurde über den Arbeitszeitbedarf jeder einzelnen Aktivität berechnet. Die Werte wurden der Datenbank des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL, 2009) entnommen. Diese enthält die Arbeitsstunden pro Hektar für die einzelnen Arbeitsschritte auf dem Feld, den Arbeitszeitbedarf pro Rind und pro erzeugte kWh Elektrizität.

8.2.2 Ökonomische Berechnungsannahmen zur Bewirtschaftung von Niedermooren

Die Berechnungen beziehen sich auf die natürlichen und betrieblichen Bedingungen der Bewirtschaftung von Niedermooren im Land Brandenburg (siehe Kapitel 4.2). Die detaillierten Arbeitsschritte und die angepassten Maschinen, die für die 20 Bewirtschaftungssysteme auf den vier Landnutzungssystemen erforderlich sind, werden in Tabelle 10 (Kapitel 7.2.2.3) dargestellt. Der Bedarf an mineralischen Düngern ergibt sich aus dem abgeschätzten Export der Nährstoffe aus dem Nährstoffkreislauf mit der geernteten Biomasse, der Milch, dem Fleisch und den Emissionen wie NH₃ und N₂O aus dem Stall sowie nach der Gärrestausbringung (Hytönen, 2003; Svoboda et al., 2013) (siehe Tabelle 13, Kapitel 7.2.2.3). In Anlehnung an Kapitel 7.2.2.3 wurde frei werdender Stickstoff aus der Mineralisierung des Torfes nicht berücksichtigt. Die Gülle aus der Milch- und Fleischproduktion wurde je nach dem untersuchten Bewirtschaftungssystem entweder direkt oder

über die energetische Verwertung in der Biogasanlage als organischer Dünger der Fläche wieder zugeführt. Gras wurde in verschiedenen Landnutzungssystemen für die Futter- und Energieproduktion betrachtet. So wurde Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne* L.) als Feldgras auf Acker sowie auf intensivem Grasland untersucht. Auf extensivem Grasland wurde das an feuchtere Bodenverhältnisse angepasste Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.) betrachtet. Ein weiteres Bewirtschaftungssystem stellt extensives Grünland mit der ganzjährigen Beweidung durch Mutterkühe dar. Dabei wurde angenommen, dass 0,5 ha als Weidefläche genutzt und 0,5 ha zur Heuproduktion für die Winterfütterung bereitgestellt werden.

Weiterhin wurde untersucht, wie Niedermoorfläche für Kurzumtriebsplantagen genutzt werden kann. Als eine von Natur aus an grundwassernahe Standorte angepasste Art wurde Schwarzerle (*Alnus glutinosa* L.) betrachtet. Dabei ist eine Nutzungsdauer von 24 Jahren angenommen worden. Als Umtriebszeit, also die Zeit zwischen der Bestandsetablierung und der ersten Ernte sowie zwischen zwei Ernten, wurden sechs Jahre gewählt (Schulze et al., 2015). Es wurde angenommen, dass die Ernte mit einem geliehenen Anbauhäcksler auf gefrorenem Boden außerhalb der Vegetationsperiode stattfand.

Die Schilfnutzung (*Phragmites australis* Cav.) ist eine sehr torfschonende Bewirtschaftungsalternative. Aufgrund seiner physiologischen Eigenschaften ist Schilf an geringe Grundwasserflurabstände oder Überstau angepasst. Bei der Bewirtschaftung sind neben der Ernte keine zusätzlichen Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen erforderlich. Bei der Ernte ist darauf zu achten, dass die Biomasse an einem sonnigen Tag außerhalb der Vegetationsperiode trocken geerntet wird. Wegen des geringen Grundwasserflurabstandes und der damit einhergehenden eingeschränkten Tragfähigkeit ist eine angepasste Erntemaschine erforderlich. In dieser Arbeit wurden daher die Kosten für eine modifizierte Pistenraupe berechnet. Diese Entwicklung eines österreichischen Rohrwerbers und der Landesregierung Burgenland (Österreich), genannt „Sumo Quaxi“, besteht aus verschiedenen zusammengesetzten Einheiten. Die Halme vom Rhizom trennt ein Mähdrescherschneidwerk. Ein Schrägförderer transportiert anschließend die Biomasse zu einer aufgesattelten Ballenpresse. Bis zu drei Rundballen können dann auf einer angebauten Transporteinheit zum Feldrand transportiert werden (Wichtmann und Haberl, 2012).

8.2.3 Annahmen für die Niedermoor-Biomassenutzung

Milchproduktion

Die Berechnungen basieren auf der Haltung von Milchkühen in Laufställen. Der anfallende Kot und Urin wird mit Gülleschiebern in Auffangbecken zur weiteren Verwertung gesammelt. Die Futterrationsration besteht aus Mais- sowie Grassilage und Kraftfutter. Es wird angenommen, dass alle Komponenten der Futterrationsration auf Niedermoorböden angebaut werden. Die zusammengestellten Futterrationsrationen, der benötigte Flächenbedarf zum Anbau sowie die Anzahl der damit gefütterten Kühe sind in Tabelle 14 (siehe Kapitel 7.2.2.4) abgebildet. Der Anteil des Grases in einer hauptsächlich maisbasierten Futterrationsration stammt von intensivem Grünland (Hanff und Lau, 2016). Die Kosten für die Berechnung der Milchkuhhaltung werden in Tabelle 21 angegeben.

Fleischproduktion

Das Fleisch in diesen Berechnungen wird durch die Bullenmast, durch Schlachtkühe aus der Milchproduktion sowie die Mutterkuhhaltung erzielt. Bei der Haltung der Mastbullen wird von Laufställen, ähnlich wie bei Milchkühen, ausgegangen. Das Lebendgewicht zur Schlachtung beträgt 0,7 t. Die Futterrationsration besteht ebenfalls aus Mais- und/oder Grassilage sowie Kraftfutter (Tabelle 14, Kapitel 7.2.2.4). Die Kosten für die Bullenmast umfassen Ausgaben für den Kauf von Kälbern und Mineralfutter, für Tierarztbehandlungen, Beratung, Technik sowie Wasser und Energie. Die Werte sind in Tabelle 21 angegeben.

Kälberproduktion

Kälber sind die Nebenprodukte der Milchproduktion sowie die Hauptprodukte der Mutterkuhhaltung. Mutterkühe werden das gesamte Jahr über draußen gehalten. Das Lebendgewicht beträgt 0,5 t. Pro Hektar können 0,6 Großvieheinheiten (GV) auf extensivem Niedermoorgrünland gehalten werden (Lange et al., 2008). Die Kälber werden als Mastrinder an spezialisierte Mastbetriebe verkauft. In der Mutterkuhhaltung werden in sechs Nutzungsjahren sechs Kälber während einer angenommenen Lebensdauer von acht Jahren geboren. Die Werte sind ebenfalls in Tabelle 21 ablesbar.

Tabelle 21: Werte für die ökonomische Berechnung der Rinderhaltung pro Jahr

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<u>Kosten der Milchrind-Haltung</u>			
Stallkosten (Abschreibung, Zinsen, Unterhaltung)	€ Kuh ⁻¹	150,00	Hanff et al. (2010)
Zinssatz bei 6 %	€ Kuh ⁻¹	60,00	Hanff et al. (2010)
Energie/Wasser	€ Kuh ⁻¹	96,00	Hanff et al. (2010)
Tiergesundheit	€ Kuh ⁻¹	105,00	Hanff et al. (2010)
Besamung	€ Kuh ⁻¹	50,00	Hanff et al. (2010)
Zukauf tragender Färsen	€ Kuh ⁻¹	1.900,00	Hanff et al. (2010)
Mineralfutter	€ Kuh ⁻¹	120,00	Hanff et al. (2010)
Arbeitszeitbedarf	h Kuh ⁻¹	37,00	KTBL (2009)
Sonstige Kosten	€ Kuh ⁻¹	80,00	KTBL (2009)
Erzeugerpreis für Milch	€ kg ⁻¹	0,28	FAOSTAT Online Database ⁽²⁾
<u>Kosten der Fleischproduktion</u>			
Stallkosten (Abschreibung, Zinsen, Unterhaltung)	€ Bulle ⁻¹	75,00	Hanff et al. (2010)
Zinssatz bei 6 %	€ Bulle ⁻¹	50,00	Hanff et al. (2010)
Energie/Wasser	€ Bulle ⁻¹	30,00	Hanff et al. (2010)
Tiergesundheit	€ Bulle ⁻¹	16,00	Hanff et al. (2010)
Zukauf von Bullenkälbern	€ Bulle ⁻¹	720,00	Hanff et al. (2010); Dietze und Heilmann (2010)
Mineralfutter	€ Bulle ⁻¹	23,00	Hanff et al. (2010)
Arbeitszeitbedarf	h Bulle ⁻¹	4,50	KTBL (2009)
Sonstige Kosten	€ Bulle ⁻¹	15,00	Hanff et al. (2010)
Erzeugerpreis für Fleisch	€ kg ⁻¹	3,30	FAOSTAT Online Database ⁽³⁾
<u>Kosten der Kälberproduktion in Mutterkuhhaltung</u>			
Kosten der Ausstattung (Abschreibung, Zinsen, Unterhaltung)	€ Mutterkuh ⁻¹	27,00	Hanff et al. (2010)
Zinssatz bei 6 %	€ Mutterkuh ⁻¹	20,00	Hanff et al. (2010)
Energie/Wasser	€ Mutterkuh ⁻¹	20,00	Hanff et al. (2010)
Tiergesundheit	€ Mutterkuh ⁻¹	15,00	Hanff et al. (2010)
Deckbulle	€ Mutterkuh ⁻¹	20,00	KTBL (2009)
Mineralfutter	€ Mutterkuh ⁻¹	18,00	Hanff et al. (2010)
Arbeitszeitbedarf	h Mutterkuh ⁻¹	8,00	KTBL (2009)
Sonstige Kosten	€ Mutterkuh ⁻¹	40,00	Hanff et al. (2010)
Erzeugerpreis für Kälber	€ Kalb ⁻¹	82,50	KTBL (2009)
<u>Kosten der Futtersilierung</u>			
Zusatzstoffe für die Silierung	€ m ⁻³ FM	1,50	Nussbaum (2015)
Silofolie	€ m ⁻²	0,40	KTBL (2009)
Abschreibung	€ m ⁻²	42,00	KTBL (2009)
Unterhaltung/Reparaturen	€ m ⁻²	6,00	KTBL (2009)

Biogasproduktion

Maissilage, Grassilage und Rindergülle können als Substrat für die Biogasproduktion genutzt werden. Es wird angenommen, dass die Silage in einem 3,50 m hohen Fahrsilo gelagert wird. Dabei wird mit einem Verlust von 10 % durch Veratmung, Verderb und durch den Transport gerechnet (Weiland, 2003; Vogt, 2008). Das gesamte Substrat wächst auf dem betrachteten

Niedermoor und wird in einer 500-kW-Biogasanlage mit 8 000 Volllaststunden pro Jahr verwertet. Um die Gewinne eines Hektars Niedermoor zu ermitteln, wurde der spezifische Biogasertrag der betrachteten Biomasse mit dem Wirkungsgrad, den Kosten der Biogasanlage sowie der Einspeisevergütung pro kWh_{el} berechnet. Es wurde angenommen, dass der gesamte Strom sowie die Wärme zu 100 % abgenommen werden. Die Einspeisevergütung für Strom lag im zweiten Quartal 2016 in Deutschland bei 0,1166 € kWh⁻¹ (Deutscher Bundestag, 2014). Weiterhin wurde angenommen, dass die Gärreste vor der Ausbringung als organischer Dünger in einem dicht abgedeckten Nachgärbehälter zwischengelagert werden. Die Kosten für die Biogasproduktion sind in Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: Werte zur ökonomischen Berechnung der Biogasproduktion

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<u>Eigenschaften von Biogasanlagen und den Substraten</u>			
	% der		
Eigenenergiebedarf	Bruttoenergie (el.)	8,1	Naegele et al. (2012)
Methanertrag von Maissilage	l kg ⁻¹ FM	101,15	Amon et al. (2007)
Methanertrag der Grassilage			
von intensivem Grünland	l kg ⁻¹ FM	115	Meyer-Aurich et al. (2016)
Methanertrag der Grassilage			
von extensivem Grünland	l kg ⁻¹ FM	84	Meyer-Aurich et al. (2016)
Methanertrag der Rindergülle	l kg ⁻¹ FM	16,9	Miranda et al. (2016)
Biogasverlust durch Gasaustritt	%	2	Tufvesson et al. (2013)
Elektrischer Wirkungsgrad	%	38,7	Budde et al. (2016)
Thermischer Wirkungsgrad	%	46,9	Budde et al. (2016)
<u>Kosten der Biogasanlage</u>			
Abschreibung (30 Jahre)	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0338	KTBL (2009)
Zinsen (6 %)	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0082	KTBL (2009)
Unterhaltung/Reparatur	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0197	KTBL (2009)
Versicherung	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0020	KTBL (2009)
Laboranalysen	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0004	KTBL (2009)
Betriebsstoffe	€ kWh _{el} ⁻¹	0,0130	KTBL (2009)
Arbeitszeitbedarf	h kWh _{el} ⁻¹	0,0007	KTBL (2009)
<u>Einnahmen</u>			
Strom (Einspeisevergütung)	€ kWh _{el} ⁻¹	0,1166	Deutscher Bundestag (2014)
Wärme (Marktpreis)	€ kWh _{th} ⁻¹	0,04	Blokhina et al. (2011)

el. elektrisch, th. thermisch

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Umsätze, Kosten und Gewinne der Bewirtschaftungssysteme

Die meisten untersuchten Bewirtschaftungssysteme erwirtschafteten einen Gewinn. Dieser setzt aber in den meisten Fällen EU-Zahlungen und die Förderung einer „moorschonenden Stauhaltung“ voraus (siehe Tabelle 23 und Abbildung 10). Die Spanne der erzielten Gewinne mit EU-Zahlungen und der Moorschutzförderung liegt zwischen einem Verlust von $-249 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einem Gewinn von $1622 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ohne eine zusätzliche Förderung ist die Spanne der Gewinne deutlich niedriger bei $-636 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $1.363 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ anzusetzen. Ein Großteil der untersuchten Bewirtschaftungssysteme, hauptsächlich die extensiven, wären dann nicht mehr wirtschaftlich.

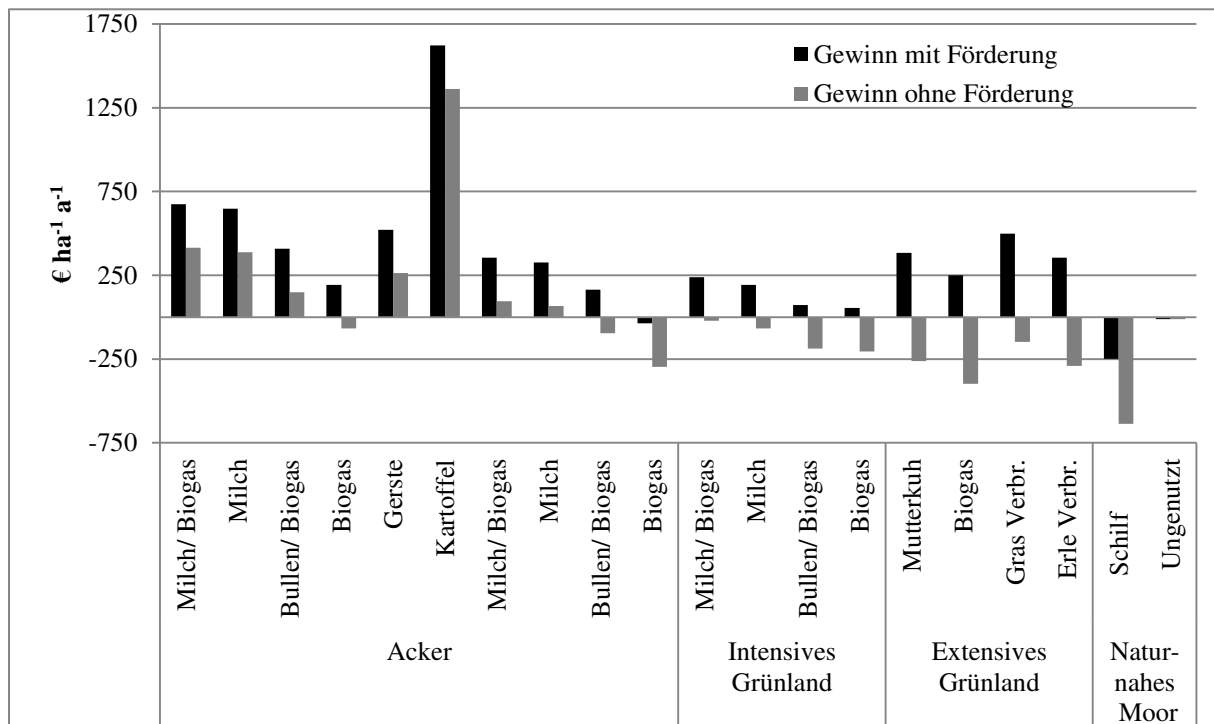


Abbildung 10: Wirtschaftlichkeit verschiedener Niedermoorbewirtschaftungssysteme

Obwohl der Kartoffelanbau die meisten Kosten verursacht, wird damit dennoch der höchste Gewinn erzielt. Dies ist auf den hohen Ertrag sowie den relativ hohen Produktpreis zurückzuführen. Bei dem Anbau von Gerste als einer Marktfrucht auf Niedermoorböden bestehen im Vergleich zur Bewirtschaftung von Standorten auf mineralischen Böden keine Unterschiede. Der durchschnittliche Ertrag der Gerste beträgt 6 t ha^{-1} (Hanff und Lau, 2016). Dies führt zu einem Gewinn von $263 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ohne Subventionen und $522 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit Subventionen.

Die maisbetonte Milchproduktion ist dank des hohen Maisertrages und des hohen energetischen Futterwertes wirtschaftlich. Der Gewinnschwellenpreis für Milch mit Subventionen liegt bei $0,2177 \text{ € kg}^{-1}$. Ohne Subventionen ist die grasbasierte Milchproduktion auf intensivem Grünland nicht wirtschaftlich. Hier liegt der Gewinnschwellenpreis bei $0,2827 \text{ € kg}^{-1}$, wohingegen der angenommene Erzeugerpreis bei $0,2800 \text{ € kg}^{-1}$ liegt (siehe Tabelle 21). Der Gewinnschwellenpreis für Milch mit Subventionen liegt hier bei $0,2545 \text{ € kg}^{-1}$. Bei der Milchproduktion, basierend auf Grassilage aus Feldgras vom Acker mit Subventionen, liegt der Gewinnschwellenpreis bei $0,2418 \text{ € kg}^{-1}$.

Die intensive Bullenmast, basierend auf Maissilage, ist auch ohne Subventionen wirtschaftlich. Aufgrund des hohen Maisanteils in der Futterration lassen sich 2,88 Mastbullen pro Jahr und Hektar füttern. Der jährliche Gewinn mit Subventionen liegt bei $409 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Gewinne für die Bullenmast, die hauptsächlich auf Grassilage basiert, sind niedriger. So werden mit Grassilage vom Acker 2,33 Bullen gefüttert, was zu einem Gewinn in Höhe von $163 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führt. Mit Grassilage in der Ration vom intensiven Grünland werden 2,16 Bullen gefüttert, womit lediglich $72 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Gewinn mit Subventionen erzielt werden. Ohne Subventionen erweist sich die Bullenmast mit grasbasierten Futterrationen als unwirtschaftlich. Dies liegt zum einen an den geringeren Erträgen im Gegensatz zum Mais, wodurch weniger Bullen vom Aufwuchs eines Hektars gefüttert werden können, zum anderen an den höheren Produktionskosten durch mehrere Überfahrten wie Ernten und Gülleapplikationen pro Jahr. Auch für die Biogasproduktion fällt in einem geringeren Umfang Gülle an, was ebenfalls zu einem geringeren Zusatzeinkommen im Vergleich zur maisbasierten Bullenmast führt.

Die Mutterkuhhaltung auf extensivem Niedermoorgrünland ist ohne eine finanzielle Unterstützung nicht wirtschaftlich. Mit der EU-Flächenprämie sowie der Förderung einer „moorschonenden Stauhaltung“ werden Gewinne von $384 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielt. Wegen der geringen Preise für Kälber (siehe Tabelle 21) und der hohen Lebensdauer der Mutterkühe, was zu geringeren Schlachtmassen pro Jahr führt, ist hier kaum eine Wirtschaftlichkeit ohne eine Förderung gegeben.

Die Heuwerbung auf extensivem Grünland ($5,8 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für die Wärmeproduktion durch Verbrennung führt zu einem Energieertrag in Höhe von $16\,240 \text{ kWh}_{\text{th}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Energieerzeugung führt bei dem Verkauf der Wärme zu Einnahmen von $730 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einem Gewinn mit zusätzlichen EU-Subventionen sowie einer Förderung für „moorschonende Stau-

haltung“ in Höhe von $499 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Schilf zu nutzen, ist unter den derzeitigen Bedingungen nicht wirtschaftlich. Denn die Anschaffungskosten für angepasste Maschinen sind zu hoch und Flächen die mit der Kulturart Schilf bewachsen sind, werden nicht durch die EU gefördert.

Die untersuchten Bewirtschaftungssysteme von Kurzumtriebsplantagen erweisen sich unter den gegebenen Annahmen ohne Subventionen als nicht wirtschaftlich. Wegen der hohen Anschaffungskosten der bewurzelten Erlenpflanzen sind die Fixkosten sehr hoch ($257 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Durch den geringen Zuwachs von $3,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erscheint die energetische Nutzung nur mit EU-Subventionen und dank der Förderung der „moorschonenden Stauhaltung“ als wirtschaftlich.

Die Wirtschaftlichkeit der Biogasproduktion hängt von den Produktionskosten, der verwendeten Biomasse mit dem entsprechenden Methangehalt und der staatlich zugesicherten Vergütung pro Kilowattstunde Strom sowie dem ausgehandelten Abnahmepreis der Wärme ab. Grassilage vom Acker ($-36 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ist mit der EU-Flächenprämie, im Gegensatz zur Grassilage vom intensiven Grünland ($54 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), nicht wirtschaftlich. Dies liegt darin begründet, dass auf intensivem Grünland die Bodenbearbeitungskosten wegfallen. Indem Biogas aus Mais erzeugt wird, lässt sich ein Gewinn inklusive der EU-Subventionen in Höhe von $192 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielen. Mais erzielt eine hohe Methanansbeute, und der Biomasse-Ertrag ist ebenfalls sehr hoch. Auch ist im Vergleich zur Gras- nur eine Maisernte erforderlich. Die Biogasproduktion von extensivem Grünland erzielt aufgrund der EU-Subventionen und der Förderung für die „moorschonende Stauhaltung“ von allen Biogassubstraten den höchsten Gewinn in Höhe von $250 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der Gewinnschwellenpreis ohne Subventionen und Förderung würde hier $0,5852 \text{ € kWh}_{\text{el}}^{-1}$ betragen, bei Strom aus Grassilagen vom Acker bei $0,12 \text{ € kWh}_{\text{el}}^{-1}$ und bei Grassilage vom intensiven Grünland sogar bei $0,1102 \text{ € kWh}_{\text{el}}^{-1}$ liegen, jeweils inklusive der EU-Subventionen. Die Biogaserzeugung aus Rindergülle als Nebenprodukt der Milch- und Fleischproduktion führt, außer für die Zuführung in den Fermenter, nicht zu zusätzlichen Kosten. Bei einem Vergütungssatz des 2. Quartals 2016 in Höhe von $0,1166 \text{ € kWh}_{\text{el}}^{-1}$ ist die Güllennutzung wirtschaftlich.

Ungenutzte naturnahe Moore erzielen keinen monetären Gewinn. Die angenommenen Kosten in Höhe von $13 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ setzen sich zusammen aus $7,67 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Grundsteuer und dem Beitrag für den Boden- und Wasserverband von $4,87 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Wichtmann und Haberl, 2012; Gemeinde Möllenhagen, 2013).

Tabelle 23: Kosten, Einkommen und Gewinnschwellenpreise für Niedermoorbewirtschaftungssysteme

Landnutzungssystem		Acker									
Produkte		Milch/ Biogas	Milch	Mastbullen/ Biogas	Biogas	Gerste	Kartof- fel	Milch/ Biogas	Milch	Mastbullen/ Biogas	Biogas
Hauptfrucht		Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartof- fel	Feldgras	Feldgras	Feldgras	Feldgras
Rinder gefüttert von 1 ha	Rind ha ⁻¹	1,16	1,16	2,88	–	–	–	1,07	1,07	2,33	–
Kosten											
Feld	€·ha ⁻¹	821	820	680	821	688	2516	838	838	842	875
Lager/Silo	€·ha ⁻¹	105	105	149	73	–	–	86	86	89	150
Milchproduktion	€·ha ⁻¹	2137	2137	–	–	–	–	1944	1901	–	–
Fleischproduktion	€·ha ⁻¹	–	–	2869	–	–	–	–	–	2322	–
Biogasanlage	€·ha ⁻¹	99	–	247	1057	–	–	92	–	200	922
Verbrennungsanlage	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Einkommen											
Fleisch	€·ha ⁻¹	454	454	3658	–	–	–	420	420	2960	–
Milch	€·ha ⁻¹	2912	2912	–	–	–	–	2395	2395	–	–
Verkauf von Kälbern	€·ha ⁻¹	84	84	–	–	–	–	78	78	–	–
Strom	€·ha ⁻¹	133	–	332	1416	–	–	123	–	268	992
Wärme	€·ha ⁻¹	42	–	105	470	–	–	39	–	85	329
Marktfrüchte	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	950	3879	–	–	–	–
EU-Förderungen	€·ha ⁻¹	260	260	260	260	260	260	260	260	260	260
Umweltprogramme	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Einkommen mit Förderungen	€·ha ⁻¹	3885	3710	4354	2145	1210	4139	3315	3153	3573	1911
Einkommen ohne Förderungen	€·ha ⁻¹	3625	3450	4095	1886	950	3879	3055	2893	3313	1651
Gesamtkosten	€·ha ⁻¹	3211	3062	3946	1953	688	2516	2960	2826	3453	1947
Variable Kosten	€·ha ⁻¹	1812	1774	2936	864	381	1567	1538	1503	2419	614
Gewinn mit Förderungen	€·ha⁻¹	674	648	409	192	522	1622	355	327	136	–36
Gewinn ohne Förderungen	€·ha⁻¹	414	388	149	–68	263	1363	95	67	–96	–296
Gewinnschwellenpreise											
mit Förderungen	€·kWh _{el} ⁻¹	n/a	–	n/a	0,1005	–	–	n/a	–	0,0611	0,1200
ohne Förderungen	€·kWh _{el} ⁻¹	n/a	–	0,0642	0,1219	–	–	0,0264	–	0,1492	0,1444
mit Förderungen	€·l ⁻¹ Milch	0,2152	0,2177	–	–	–	–	0,2385	0,2418	–	–
ohne Förderungen	€·l ⁻¹ Milch	0,2402	0,2427	–	–	–	–	0,2689	0,2721	–	–
mit Förderungen	€·kg ⁻¹ Fleisch	–	–	2,9314	–	–	–	–	–	3,1178	–
ohne Förderungen	€·kg ⁻¹ Fleisch	–	–	3,1656	–	–	–	–	–	3,4072	–
mit Förderungen	€·t ⁻¹ FM	–	–	–	–	71,37	75,23	–	–	–	–
ohne Förderungen	€·t ⁻¹ FM	–	–	–	–	114,63	83,88	–	–	–	–

Weiterführung Tabelle 24

Landnutzungssystem		Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Niedermoor	
Produkte		Milch Biogas	Milch	Bullenmast/ Biogas	Biogas	Mutter- kuh	Biogas	Verbren- nung	Vergasung	Schilf	Ungenutzt
Hauptfrucht		Gras	Gras	Gras	Gras	Gras Kräuter	Gras	Gras Kräuter	Erle	Schilf	Gras Kräuter
Rinder gefüttert von 1 ha	Rind ha ⁻¹	0,95	0,95	2,16	–	0,6	–	–	–	–	–
Kosten											
Feld	€·ha ⁻¹	849	849	859	665	173	403	225	331	581	13
Lager/Silo	€·ha ⁻¹	95	95	103	121	48	88	114	15	245	–
Milchproduktion	€·ha ⁻¹	1716	1683	–	–	–	–	–	–	–	–
Fleischproduktion	€·ha ⁻¹	–	–	2153	–	168	–	–	–	–	–
Biogasanlage	€·ha ⁻¹	104	–	238	470	–	74	–	–	–	–
Verbrennungsanlage	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	–	–	539	254	1306	–
Einkommen											
Fleisch	€·ha ⁻¹	372	372	2745	–	91	–	–	–	–	–
Milch	€·ha ⁻¹	2120	2120	–	–	–	–	–	–	–	–
Verkauf von Kälbern	€·ha ⁻¹	69	69	–	–	36	–	–	–	–	–
Strom	€·ha ⁻¹	140	–	319	992	–	99	–	–	–	–
Wärme	€·ha ⁻¹	44	–	101	329	–	33	730	309	1495	–
Marktfrüchte	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
EU-Förderungen	€·ha ⁻¹	260	260	260	260	260	260	260	260	–	–
Umweltprogramme	€·ha ⁻¹	–	–	–	–	387	387	387	387	387	0
Einkommen mit Förderungen	€·ha ⁻¹	3004	2820	3425	1581	774	815	1377	955	1882	0
Einkommen ohne Förderungen	€·ha ⁻¹	2745	2561	3165	1321	127	168	730	309	1495	0
Gesamtkostem	€·ha ⁻¹	2765	2628	3353	1526	390	565	878	600	2132	13
Variable Kosten	€·ha ⁻¹	1403	1364	2277	431	227	218	270	343	450	0
Gewinn mit Förderungen	€·ha⁻¹	239	193	72	54	384	250	499	355	–249	–13
Gewinn ohne Förderungen	€·ha⁻¹	–20	–67	–188	–205	–262	–397	–148	–291	–636	–13
<u>Gewinnschwellenpreise</u>											
mit Förderungen	€·kWh _{el} ⁻¹	n/a	–	0,0904	0,1102	–	n/a	–	–	–	–
ohne Förderungen	€·kWh _{el} ⁻¹	0,1336	–	0,1854	0,1407	–	0,5852	–	–	–	–
mit Förderungen	€·l ⁻¹ Milch	0,2484	0,2545	–	–	–	–	–	–	–	–
ohne Förderungen	€·l ⁻¹ Milch	0,2827	0,2888	–	–	–	–	–	–	–	–
mit Förderungen	€·kg ⁻¹ Fleisch	–	–	3,2140	–	n/a	–	–	–	–	–
ohne Förderungen	€·kg ⁻¹ Fleisch	–	–	3,5260	–	0,0128	–	–	–	–	–
mit Förderungen	€·t ⁻¹ FM	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
ohne Förderungen	€·t ⁻¹ FM	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

8.3.2 Arbeitszeitbedarf der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

Der ermittelte Arbeitszeitbedarf reicht von keiner Tätigkeit auf ungenutzten naturnahen Mooren bis zu 48,98 h ha⁻¹ a⁻¹ bei der maisbasierten Milchproduktion und anschließender Vergärung der Gülle (Abbildung 11). Die Unterschiede zwischen gleichen Bewirtschaftungssystemen bei verschiedenen Ausgangssubstraten (Mais, Feldgras oder Gras vom intensiven Grünland) führen aufgrund der unterschiedlichen Feldarbeitszeit und der Anzahl der ernährten Tiere pro Hektar zu geringen Differenzen im Arbeitszeitbedarf. Die Bewirtschaftungssysteme zur Erzeugung von Milch und der anschließenden Vergärung des Nebenproduktes Gülle weisen den höchsten Arbeitszeitbedarf pro Hektar und Jahr auf. Dies liegt an den drei verschiedenen aufeinanderfolgenden Produktionsprozessen der pflanzenbaulichen Futterproduktion, der Milchviehhaltung und an der Biogasproduktion aus der anfallenden Rindergülle. Ähnliche Kombinationen verschiedener Systeme wurden bei der Bullenmast und der Biogaserzeugung aus Niedermooraufwüchsen berechnet.

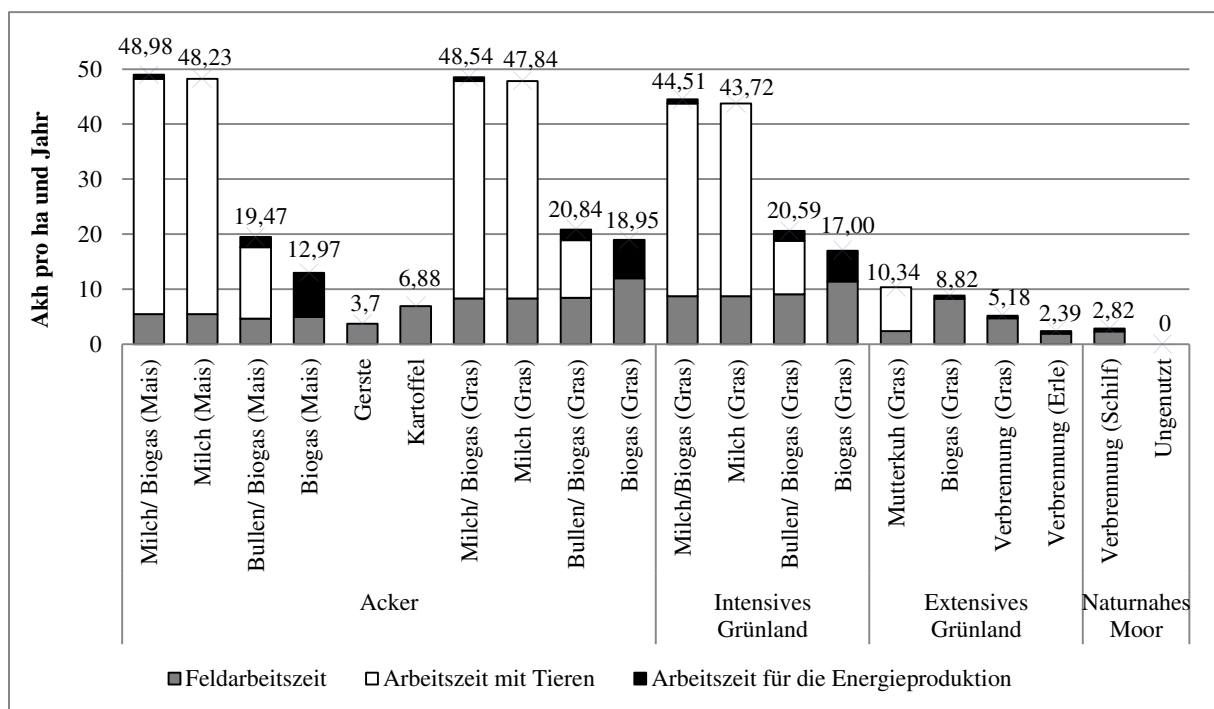


Abbildung 11: Arbeitszeitbedarf einzelner Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

Bei Marktfrüchten werden mit und ohne Förderung hohe Gewinne pro Arbeitsstunde und Hektar erzielt (Abbildung 12). Die betrachteten Bewirtschaftungssysteme auf extensivem Grünland zeigen die stärksten Schwankungen in der Wirtschaftlichkeit pro Stunde und Hektar. Diese hängen hauptsächlich von den Zahlungen für Umweltmaßnahmen, etwa für die „moorschonende Stauhaltung“, ab. Es fällt auf, dass Erlen-Kurzumtriebsplantagen mit einer EU-Subvention und der Förderung der „moorschonenden Stauhaltung“ den zweithöchsten

Gewinn pro Stunde und Hektar der betrachteten Bewirtschaftungssysteme erwirtschaften. Dies liegt an dem geringen Arbeitszeitaufwand von nur 2,39 Stunden pro Hektar und Jahr aufgrund der einmaligen Bestandsetablierung innerhalb von 24 Jahren und einer relativ schnellen und einfachen Ernte alle sechs Jahre. Die Wirtschaftlichkeit pro Arbeitsstunde hängt von dem Arbeitszeitbedarf für den jeweiligen Arbeitsschritt ab. Es fällt auf, dass Bewirtschaftungssysteme mit einem hohen Arbeitszeitbedarf einen geringeren Gewinn pro Stunde erzielen.

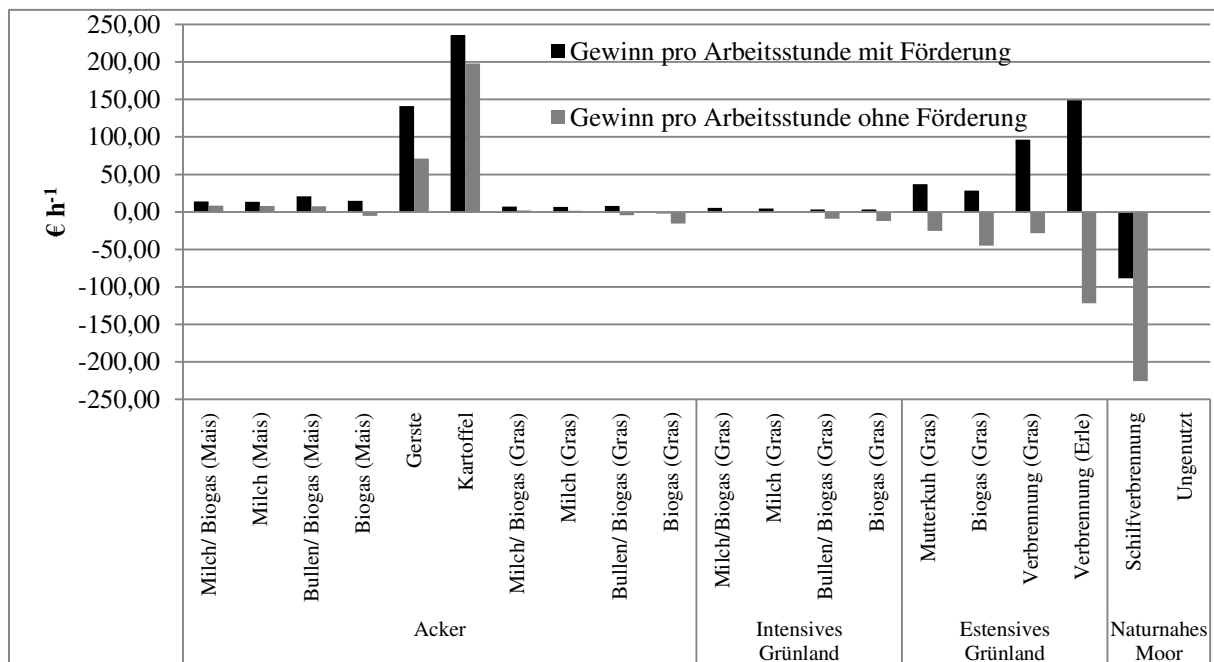


Abbildung 12: Gewinn pro Arbeitskraftstunde verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor

8.4 Diskussion

Damit Landwirtschaft auf Niedermooren wirtschaftlich ist, sind Subventionen für die meisten Bewirtschaftungssysteme erforderlich. Für die Wirtschaftlichkeit spielen Kulturlandschaftsprogramme (Landesamt für Umwelt – Brandenburg) und das „Greening“ der EU (Deutscher Bauernverband, 2016) eine entscheidende Rolle. Die Berechnungen zeigen, dass fast alle betrachteten Bewirtschaftungssysteme auf extensivem Grünland und naturnahem Niedermoor nur dann wirtschaftlich sind, wenn neben den EU-Subventionen auch Zahlungen für Umweltleistungen an die Bewirtschafter gezahlt werden. Ein ähnliches Fazit ziehen auch Blokhina et al. (2011). Die Kosten und Erträge von Marktfrüchten sowie Futterpflanzen auf Niedermoor sind vergleichbar mit denen von mineralischen Böden (Hanff et al., 2010). Diese Berechnungen zu den Kosten der Biomassebereitstellung aus Paludikultur entsprechen denen, die Wichtmann und Haberl (2012) präsentieren. Der geringere Grundwasserflurabstand auf

extensivem Grünland schränkt die Befahrbarkeit ein, was dem Schutz von Bodenbrütern bis in den Frühsommer hinein dient, erlaubt allerdings nur eine Ernte pro Jahr. Mit zusätzlichen Zahlungen im Rahmen von Kulturlandschaftsprogrammen wird der entgangene Nutzen mehrmaliger Ernten kompensiert. Ist eine torfschonende Bewirtschaftung von Niedermooren gesellschaftlich gewollt, sind politische Anreize in Form finanzieller Unterstützung wegen der geringen Wirtschaftlichkeit der produzierten Biomasse unverzichtbar.

Die Kartoffelproduktion ist unter den getroffenen Annahmen bei einem Preis von 142 € t^{-1} sehr wirtschaftlich. Jedoch schwankt der Kartoffelpreis stark. So lag er 2013 bei 250 € t^{-1} und fiel 2014 auf 80 € t^{-1} (Hanff und Lau, 2016). Bei diesem niedrigen Preisniveau ist die Kartoffelproduktion mit und ohne Subventionen unwirtschaftlich. Da für den Kartoffelanbau spezielle Technik angeschafft werden muss sowie ein spezielles Fachwissen erforderlich ist, ist dieser nicht weitverbreitet.

Die Kosten der Schilfernte auf naturnahen Niedermooren mit angepasster Raupentechnik sind bei Cooper und Lindegaard (2013) um 30 % höher als die hier ermittelten Kosten (siehe Tabelle 28), wohingegen die Entwicklungs- und Baukosten für ein angepasstes Raupenfahrzeug in dieser Berechnung um 25 % höher liegen. Da Schilf keine förderfähige Kultur im Sinne der EU-Agrarsubventionen darstellt (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2015), ist dieses Bewirtschaftungssystem unwirtschaftlich. Schilf kann nur im Rahmen vom Kulturlandschaftsprogramm gefördert werden. Würde die EU Schilf wie andere landwirtschaftliche Kulturarten subventionieren, könnte bei einer thermischen Verwertung, zusammen mit dem Kulturlandschaftsprogramm, ein geringer Gewinn in Höhe von $11 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielt werden. Um Torf zu schützen und Arbeitsplätze im ländlichen Raum zu fördern, wäre es empfehlenswert, Schilf in die Liste der durch die EU zu fördernden Kulturarten aufzunehmen. Diese Art der Paludikultur, die Torf schont und Rohstoffe für erneuerbare Energien regional produziert, könnte dazu beitragen, die Emissionsziele der EU zu erreichen (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2012).

Die Berechnungen basieren auf einer Biogasanlage mit einer Kapazität von $500 \text{ kW}_{\text{el}}$. Nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) von 2014 (Deutscher Bundestag, 2014) lag die Einspeisevergütung im 2. Quartal 2016 bei $0,1166 \text{ € kWh}_{\text{el}}^{-1}$. Dies macht die Biogasproduktion ohne Subventionen und Förderungen auf allen untersuchten Standorten unwirtschaftlich. Das positive Ergebnis der Biogasproduktion aus Rohrglanzgrassilage vom extensiven Grünland

kann nur mit der zusätzlichen Förderung für die „moorschonende Stauhaltung“ sowie den geringen einzusetzenden Betriebsmitteln begründet werden. So werden keine Düngemittel ausgebracht, und es wurde angenommen, dass nur eine Ernte pro Jahr vorgenommen wird. Blokhina et al. (2011) betrachteten Moornutzung für die Biogasproduktion in Deutschland im Jahre 2011 und ermittelten – im Gegensatz zu diesen Berechnungen – ein positives Betriebsergebnis unter den damaligen politischen Voraussetzungen. Die Wirtschaftlichkeit hängt daher stark von den Vergütungssätzen des EEG ab.

Die vorliegenden Berechnungen zeigen, dass die Milchproduktion auf Niedermoor mit Subventionen wirtschaftlich sein kann. Der betrachtete Milchpreis von 0,28 € kg⁻¹ (mittlerer Abnahmepreis von Mai 2015 bis Juni 2016) ist niedriger als der Durchschnittspreis (2010–2014) von 0,35 € kg⁻¹ (FAOSTAT Online Database⁽³⁾). Zum Ende der Abschaffung der Milchquote tendierten Landwirte dazu, in die Stallausstattung und die Erweiterung der Herdengröße zu investieren (Réquillart et al., 2008). Das daraufhin eintretende höhere Angebot an Milch führte zu einem Preisabfall. Es ist davon auszugehen, dass der Milchpreis in Zukunft stark fluktuieren wird (Jongeneel und van Berkum, 2015; Hansen und Li, 2016). Landwirte können durch die fehlende Quotenbindung nicht gezwungen werden, eine bestimmte Menge abzuliefern. Ebenfalls sind sie kaum in der Lage, bei niedrigeren Preisen die Milchmenge und Herdengröße kurzfristig zu reduzieren.

Ein höherer Arbeitszeitbedarf pro Hektar kann den Arbeitskräftebedarf im ländlichen Raum positiv beeinflussen, was den Nachhaltigkeitszielen der EU entspricht (The European Parliament and the Council of the European Union; Regulation (EU), 2013). So könnte zum Beispiel die Biomassenutzung für die Energieproduktion ein guter Weg sein, Grünland weiterhin zu nutzen sowie die Kulturlandschaft zu pflegen und damit Arbeitsplätze zu erhalten (Prochnow et al., 2009).

Die Gewinne pro Hektar können nicht als alleiniges Kriterium für ein nachhaltiges Wirtschaften im ländlichen Raum betrachtet werden. Denn die Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme unterscheidet sich stark. Obwohl zum Beispiel die Biogasproduktion durch Mais- und Grassilage mehr als doppelt so viel Arbeitszeit pro Hektar erfordert wie die Kartoffel- und Gerstenproduktion, ist die Biogaserzeugung weniger wirtschaftlich (Abbildung 10, Tabelle 23). Daher könnten Umweltansprüche und die Aspekte der Arbeitsplatzsicherung bei der Förderung der Biogaserzeugung berücksichtigt werden, um die Arbeitsplatzsicherung im ländlichen Raum zu unterstützen.

Für die Bewirtschaftung naturnaher Moore werden keine EU-Subventionen (Flächenprämie) gezahlt. Um dennoch ökologische Leistungen wie den Schutz des Torfs sowie seltener angepasster Pflanzen und Tiere und die Vermeidung von Treibhausgasen zu honorieren, könnten CO₂-Zertifikate ausgegeben werden. In einigen deutschen Bundesländern können Investoren als Einzelpersonen oder Firmen Kohlenstoffzertifikate erwerben. Die Menge der selbst verursachten CO₂-Emissionen lässt sich durch „MoorFutures“-Zertifikate neutralisieren. Die Preise entsprechen den Kosten der Wiedervernässung pro eingesparte Tonne CO₂. Die Ministerien der Bundesländer sind dafür verantwortlich, diese Zertifikate anzubieten (Joosten et al. 2015). Dabei könnten während der Flächenanpassung Einmalzahlungen an die Flächeneigentümer geleistet oder die eingesparten Tonnen CO₂ jährlich vergütet werden.

Gewinne hängen stark vom Erzeugerpreis ab. Die Preise für Agrarprodukte schwanken innerhalb eines Jahres und zwischen den Jahren stark (FAOSTAT Online Database⁽¹⁾). Wenn die Unsicherheiten betrachtet werden, so kann diese Studie nur die Wirtschaftlichkeit unter den angenommenen Kosten und Preisen wiedergeben. Frühere Untersuchungen haben nur einzelne Kulturen oder Landnutzungssysteme betrachtet (Wichmann und Wichtmann, 2011; Wichtmann und Haberl, 2012; Kowatsch et al., 2008; Hanff et al., 2010). Diese Studie gibt hingegen einen detaillierten Überblick über die Wirtschaftlichkeit möglicher Bewirtschaftungssysteme in Verbindung mit verschiedenen Landnutzungssystemen, die auf Niedermoor angewandt werden.

8.5 Schlussfolgerungen

Die Wirtschaftlichkeit verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Niedermoor differiert im Land Brandenburg stark. Die höchsten Gewinne werden auf drainiertem Acker erzielt. Marktfrüchte und die Milchproduktion auf Acker sind besonders kosteneffektive Bewirtschaftungssysteme. Ohne EU-Subventionen sind die betrachteten Bewirtschaftungssysteme auf intensivem und extensivem Grünland gar nicht oder nur geringfügig wirtschaftlich. Mit zusätzlichen Förderungen, etwa der „moorschonenden Stauhaltung“, werden diese Bewirtschaftungssysteme sehr rentabel. Naturnahe Moore weisen mit der Schilfnutzung keinen Gewinn auf. Mit dem derzeitigen Stromerzeugerpreis und Einspeisetarif ist die Biogasproduktion über alle Landnutzungssysteme unwirtschaftlich bis geringfügig wirtschaftlich.

Subventionen und Förderungen für eine nachhaltige Nutzung sind unverzichtbar, um torf-schonende Praktiken zu unterstützen. Extensive Bewirtschaftungssysteme, die dazu dienen, naturnahe Niedermoore zu erhalten, können als Option zur Treibhausgas-Einsparung betrachtet werden. Durch geringere Grundwasserflurabstände bedingt, ergibt sich ein ökonomischer Verlust für die Bewirtschafter. Denn die Fläche ist nur bedingt befahrbar, und der Aufwuchs kann nur eingeschränkt genutzt werden. Jedoch kann dieser Verlust durch gesellschaftliche Förderungen kompensiert werden. Bei einer politisch gewollten Land-nutzungsänderung sollte die sozioökonomische Dimension betrachtet werden. Denn die Bewirtschaftungsintensität beeinflusst den Arbeitszeitbedarf und damit die angebotenen Arbeitsplätze im ländlichen Raum.

9. Treibhausgasvermeidungskosten

9.1 Einleitung

Eine wichtige Entscheidungshilfe für eine Landnutzungsänderung, um Treibhausgase einzusparen, ist die Effizienz der Maßnahme (Matthes, 1989). THG-Vermeidungskosten können hierbei die Frage beantworten, mit welcher Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderung sich am kostengünstigsten THG-Emissionen vermeiden lassen, also wie teuer die Einsparung einer Tonne CO₂-Äquivalent ist. Diese Information betrifft nicht nur die Aspekte der Wertschöpfung im ländlichen Raum und damit der Sicherung von Arbeitsplätzen und des Erhalts der Kulturlandschaft, sondern kann auch eine Entscheidungshilfe für die Bewirtschafter sowie die fördernde und fordernde Politik und Gesellschaft darstellen. Durch THG-Vermeidungskosten werden diejenigen Kosten ermittelt, die für den Bewirtschafter durch den verminderten Gewinn nach einer Landnutzungsänderung entstehen. Die sogenannten Opportunitätskosten, die Kosten des entgangenen Nutzens (Musshof und Hirschauer, 2011), könnten die Höhe der möglichen Subventionen, die die Bewirtschafter durch die Gesellschaft nach einer Wiedervernässung erhalten, beziffern. Je niedriger die CO₂-Vermeidungskosten sind, desto einfacher kann Klimaschutz umgesetzt werden (Scholz et al., Jahr unbekannt).

Krimly et al. (2016) haben auf Betriebs- und Regionalebene mit unterschiedlichen prozentualen Niedermoorflächenanteilen THG-Vermeidungskosten in Baden-Württemberg ermittelt. Da sich diese Ergebnisse nicht auf 100 % Niedermoorfläche beziehen, sind sie nicht allgemein vergleich- und anwendbar.

Röder und Grützmacher (2012) haben für den Fall der Aufgabe landwirtschaftlicher Produktion und Wiedervernässung der gesamten deutschen Moore auf Basis der Standarddeckungsbeiträge einen relativ weiten Korridor für Vermeidungskosten von 20 bis 70 € pro eingesparter Tonne CO₂-Äquivalent errechnet.

Hargita (2010) berechnete Vermeidungskosten von 12 bis 18 € t⁻¹ CO₂-Äquivalent für ein einzelnes wiedervernässtes Moor nördlich von Berlin. Dabei nutzte sie die THG-Emissionsdaten des GEST-Ansatzes (Couwenberg et al., 2008), die keine N₂O-Emissionen beinhalten. Bei den Kosten bezog sie sich unter anderem auf die baulichen Kosten der Wiedervernässung sowie die Einkommensverluste der vorherigen Nutzer für einen Zeithorizont von 50 Jahren.

Joosten et al. (2015) ermittelten für Moorzertifikate in Mecklenburg-Vorpommern, ebenfalls mit den Emissionsdaten des GEST-Ansatzes (Couwenberg et al., 2008) berechnet, Vermeidungskosten in Höhe von $35 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}$ durch Wiedervernässung.

Drösler et al. (2011) bestimmten Vermeidungskosten in Höhe von 10 bis $135 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}$. Diese beinhalten die fehlenden Einnahmen, die dem Landwirt bei einer Maßnahmendauer von 20 Jahren durch die Flächenaufgabe entstehen, sowie die baulichen Kosten der Umwandlung.

Die genannten Veröffentlichungen verdeutlichen, wie unterschiedlich die THG-Vermeidungskostenrechnung derzeit gehandhabt wird. Die Ergebnisse liegen sehr weit auseinander. So variiert hauptsächlich der Zeithorizont, was die Kosten der Umwandlung pro Jahr beeinflusst. Zudem wird teils mit den Einkommensverlusten, teils mit den Deckungsbeiträgen gerechnet.

Es fehlt eine einheitliche Herangehensweise, bei der alle relevanten THG-Emissionen und Kosten berücksichtigt werden. Um der Politik und auch den Bewirtschaftern einen umfassenden Überblick zu geben, darf nicht nur das „Extrem“ der Wiedervernässung betrachtet werden, sondern es sind auch extensive Zwischenformen der Bewirtschaftung zu berücksichtigen. Um allgemeine Aussagen treffen zu können, sollten die Vermeidungskosten nicht auf einen definierten Zeitraum und ein spezielles Moor zugeschnitten sein, sondern allgemein pro Hektar und Jahr mit dem entgangenen Nutzen berechnet werden. Nur so können Politik und Gesellschaft die Kosten der THG-Vermeidung für mögliche Subventionen abschätzen.

Das Ziel lautet, für den Bewirtschafter und die Gesellschaft kosteneffiziente Landnutzungsmöglichkeiten aufzuzeigen, die den Torfkörper schützen sowie THG-Emissionen reduzieren und möglichst weiterhin Wertschöpfung im ländlichen Raum ermöglichen und Arbeitsplätze sichern.

9.2 Material und Methoden

Für die Darstellung von Treibhausgasvermeidungskosten sind für alternative Bewirtschaftungssysteme Angaben zu Produktionskosten und THG-Emissionen erforderlich. Vermeidungskosten können nur in Relation zu einem Referenzsystem angegeben werden (Matthes, 1989). In dieser Arbeit ist das der „Ist-Status“ der betrachteten 20 Bewirtschaftungssysteme (siehe Tabelle 2). Wenn sich ein Betrieb entscheidet oder von der

Gesellschaft und der Politik gedrängt wird, auf seinen Flächen THG-Emissionen einzusparen, muss er eine Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderung vornehmen. Das könnte dazu führen, dass er weniger Gewinn erzielt (siehe Kapitel 8). Daher sind die Opportunitätskosten - die Kosten des entgangenen Nutzens-, die Vermeidungskosten. Für diese Berechnungen wurden die Gewinne, inklusive der EU-Direktzahlungen und gegebenenfalls der Zahlungen für „moorschonende Stauhaltung“ herangezogen, da diese Zahlungen dem „Ist-Status“ entsprechen. Vermehrte oder verminderte THG-Emissionen durch Grünlandumbruch oder Nutzungsänderung von Ackerland in Grünland, wurde nach Meyer-Aurich et al. (2016), wie in Kapitel 7.2.3 beschrieben, berücksichtigt.

Die Darstellung der Vermeidungskosten für den Bewirtschafter nach einer Umstellung, erfolgt in dieser Arbeit in Euro pro eingesparter Tonne CO₂-Äquivalent ($\text{€ [t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]^{-1}$). Zum anderen in Abhängigkeit von der Menge eingesparter Tonnen CO₂-Äquivalente pro Hektar, als Gesamtkosten pro Hektar ($\text{€ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Für die Berechnung von THG-Vermeidungskosten können statische oder dynamische Verfahren angewendet werden (Matthes, 1989). Dynamische Verfahren werden dann angewendet, wenn Kosten oder Emissionen zeitlich schwanken und die Vermeidungskosten über einen längeren Zeitraum betrachtet werden (Scholz, 2011). In dieser Arbeit wurden statische Berechnungen durchgeführt. Dies hat folgende Gründe. Zum einen ist der entgangene mittlere Nutzen/Gewinn für den Landwirt auf ein Jahr bezogen, da die Erlöse über mehrere Jahre gemittelt wurden (siehe Kapitel 8). Zum anderen handelt es sich bei den ermittelten fixen THG-Emissionen für jedes Bewirtschaftungssystem ebenfalls um fixe Emissionen pro Jahr. Außerdem sollen die jährlichen Vermeidungskosten für den Bewirtschafter oder die Gesellschaft allgemein abgebildet werden.

Die Vermeidungskosten (K_V) ergeben sich nach Beer et al. (2009) aus dem Quotienten des verringerten Gewinns (ΔG) der Maßnahme und den eingesparten THG-Emissionen (Δe_M) (siehe Formel 18). Die Emissionen wurden Kapitel 7 entnommen. Bei den Kosten handelt es sich um die in Kapitel 8 ermittelten Gewinne.

$$k_V = \frac{G_M - G_{Ref}}{e_{Ref} - e_M} = \frac{\Delta G}{\Delta e_M} \quad (18)$$

k_V	statische Vermeidungskosten einer Maßnahme in € pro t CO ₂ e.
G_M	Gewinn der Maßnahme in € ha ⁻¹ a ⁻¹
G_{Ref}	Gewinn der Referenz (Ist-Status) in € ha ⁻¹ a ⁻¹
ΔG	Kostendifferenz durch Landnutzungsänderung in € ha ⁻¹ a ⁻¹
e_{Ref}	Emissionen der Referenz (Ist-Status) in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹
e_M	Emissionen nach der Maßnahme t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹
Δe_M	Vermeidung von THG durch die Maßnahme in t CO ₂ e. ha ⁻¹ a ⁻¹

(Quelle: Matthes F. C., 1989)

Eine Berechnung der Vermeidungskosten ist nur möglich, wenn es zu einer Einsparung von Treibhausgasemissionen kommt ($e_{Ref} > e_M$). Der Nenner aus Formel 18 muss dementsprechend ein positives Vorzeichen aufweisen (Beer et al., 2009). Kosten treten immer dann auf, wenn das Bewirtschaftungssystem des „Ist-Status“ höhere Gewinne und THG-Emissionen als das Bewirtschaftungssystem nach der Landnutzungsänderung aufweist. Sollten nach einer Landnutzungsänderung nicht nur die Treibhausgase eingespart werden, sondern auch die Gewinne des Bewirtschaftungssystems steigen, treten keine Vermeidungskosten auf. In diesem Fall wird von einem betriebswirtschaftlichen Zusatznutzen gesprochen (Matthes, 1989).

Bei geringer Änderung der THG-Emissionen (im Nenner) führen Veränderungen bei den Gewinnen (im Zähler) zu sehr hohen Treibhausgasvermeidungskosten. Im umgekehrten Fall führen große Veränderungen bei den THG-Emissionen (im Nenner) und kaum Veränderungen bei den Gewinnen (Zähler) zu sehr geringen THG-Vermeidungskosten oder betriebswirtschaftlichen Zusatznutzen (siehe Formel 18). Um hier Fehlinterpretationen zu vermeiden, wurden in Anlehnung an Beer et al. (2009), Treibhausgaseinsparungen (Δe_M) durch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen von weniger als 2 % ($2 \% \geq \Delta e_M$) ausgeschlossen.

Mit Hilfe der Vermeidungskosten ist die Höhe der Verluste für den Bewirtschafter nach einer Landnutzungsänderung, pro Tonne eingesparten CO₂-Äquivalenten, ablesbar. Diese Vermeidungskosten, multipliziert mit der Anzahl der eingesparten Menge (t) an CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr, stellen den Verlust für den Bewirtschafter dar und ergeben die Höhe der Subventionen, welche von der Gesellschaft getragen werden sollten.

Es wurde angenommen, dass für eine Extensivierung oder Intensivierung keine baulichen Maßnahmen notwendig sind. Der Grundwasserflurabstand wird über ein vorhandenes Wehr geregelt oder die vorhandenen Gräben bei Extensivierungsmaßnahmen mit vernachlässigbaren Kosten über den Maßnahmenzeitraum gepfropft.

Um abschätzen zu können wie sich Preisänderungen auf die Treibhausgasvermeidungskosten auswirken, wurde angenommen, dass die Erzeugerpreise nicht nur für einzelne Produkte steigen sondern allgemein für alle landwirtschaftlichen Produkte. So wurden für verschiedene Produkte die minimalen und maximalen Preise der Jahre 2010 bis 2016 (siehe Tabelle 24) herangezogen um Auswirkungen auf die Treibhausgasvermeidungskosten darzustellen.

Tabelle 24: Minimale und maximale Erzeugerpreise der Jahre 2010 - 2016

Produkt	Preise in €		Einheit	Quelle
	Max.	Min.		
Speisekartoffel	250	80	€ t ⁻¹	Hanff und Lau (2016)
Gerste	202	129	€ t ⁻¹	Hanff und Lau (2016)
Milch	0,41	0,23	€ l ⁻¹	FAOSTAT Online Database ⁽²⁾ ;
Fleisch	3,84	3,16	€ kg ⁻¹	FAOSTAT Online Database ⁽³⁾ ;

9.3 Ergebnisse und Diskussion

Der Schwankungsbereich der hier ermittelten Kosten zur Einsparung einer Tonne CO₂ ea⁻¹ ist sehr groß (Tabelle 25). So würde eine Landnutzungsänderung von der feldgrasbasierten Mastbullenfütterung hin zum Kartoffelanbau einen Zusatznutzen von 1 022 € pro t CO₂ e. bringen. Eine Landnutzungsänderung von der maisbasierten Milch-produktion mit der Vergärung der Gülle zur feldgrasbasierten Bullenmast führt hingegen zu Vermeidungskosten von 510 € pro t CO₂ e. Diese Werte sind jedoch mit Vorsicht zu betrachten, da die THG-Emissionen nach der Bewirtschaftungsänderung nur knapp über oder unter der „2-%-Marke“ des „Ist-Status“ der ausgeschlossenen Landnutzungsänderungen liegen (siehe Kapitel 9.2). Ebenfalls müssen bei der Einhaltung von Fruchtfolgen die Zusatznutzen und Vermeidungskosten über die Jahre und angebauten Kulturen gemittelt werden.

Die Vermeidungskosten basieren auf den mittleren Emissionen und Gewinnen. Schwankungen können die Ergebnisse stark beeinflussen. Fast alle Landnutzungsänderungen – von intensiven Landnutzungssystemen hin zu naturnahen Landnutzungssystemen –

verursachen Vermeidungskosten. Jedoch verdeutlichen die Ergebnisse (Tabelle 25 und Tabelle 26) auch, dass durch eine Extensivierung des intensiven Grünlandes, die vorgenommen wird, um THG-Emissionen zu vermeiden, betriebswirtschaftliche Zusatznutzen auftreten. Jedoch sind diese betriebswirtschaftlichen Zusatznutzen nur durch die Zahlung der EU Flächenprämie sowie durch die Förderung der „moorschonenden Stauhaltung“ gegeben. Bei möglichen Vermeidungskosten durch Landnutzungsänderung vom Kartoffelanbau zur Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland müsste die Gesellschaft dem Bewirtschafter zur Motivation und Verlustübernahme die Kosten in Höhe von $90 \text{ € (t CO}_2 \text{ e.)}^{-1}$ und 941 € ha^{-1} als entgangenen Nutzen zahlen.

Die hier ermittelten Vermeidungskosten für die Extensivierung des Niedermoor-Ackerlandes in naturnahes Moor liegen im Rahmen der in der Literatur angegebenen Schwankungsbreite (Krimly et al., 2016; Röder und Grützmacher, 2012; Hargita, 2010; Joosten et al., 2015; Drösler et al., 2011). So wurden, ausgenommen die sehr wirtschaftlichen Bewirtschaftungssysteme wie Gerste und Kartoffeln sowie die THG-einsparende Biogasproduktion, Vermeidungskosten in Höhe von 7 bis $65 \text{ € (t CO}_2 \text{ e.)}^{-1}$ ermittelt.

Da bei der Landnutzungsänderung von der extensiven Bewirtschaftung hin zur intensiven Bewirtschaftung keine THG-Emissionen eingespart werden, ist eine Landnutzungsänderung oft nicht abbildbar. Eine Landnutzungsänderung vom intensiven Grünland hin zum Acker ist aufgrund der höheren mittleren THG-Emissionen auf intensivem Grünland ebenfalls nicht abbildbar. Dies liegt daran, dass es zu Grünlandumbruch kommt. Dies verursacht zusätzlich THG-Emissionen in Höhe von $7,7 \text{ t CO}_2 \text{ e. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Tabelle 26 gibt die Kosten oder den entgangenen Nutzen pro Hektar für den Bewirtschafter oder die Gesellschaft nach einer Landnutzungsänderung an. Der Kartoffelanbau mit seinen hohen Gewinnen sticht hier besonders hervor und würde dem Bewirtschafter und der Gesellschaft bei einer Extensivierung die höchsten Kosten verursachen.

Wenn die maximalen und minimalen Erzeugerpreise der Jahre 2010 bis 2016 betrachtet werden, so fällt auf, dass es durch die Preisschwankungen von Jahr zu Jahr zu unterschiedlich hohen Vermeidungskosten bei einer extensivierenden Landnutzungsänderung kommen kann (siehe Tabelle 27). Bei einer Landnutzungsänderung von der Kartoffelproduktion auf Acker hin zur Niederlegung der Bewirtschaftung nach einer Wiedervernässung können bei hohen Preisen von 250 € t^{-1} Vermeidungskosten in Höhe von $182 \text{ € (t CO}_2 \text{ e.)}^{-1}$ anfallen. Liegen die

Preise bei 80 € t^{-1} , so lassen sich keine Gewinne erzielen, und es kann bei einer Stilllegung der Fläche zu einem betriebswirtschaftlichen Zusatznutzen in Höhe von $2 \text{ € (t CO}_2 \text{ e.)}^{-1}$ kommen.

Tabelle 25: Treibhausgasvermeidungskosten und Zusatznutzen durch Landnutzungsänderung in € pro Tonne CO₂-Äquivalent

			Landnutzung																				
			Acker								Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor				
			Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Bio- gas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Bio- gas	Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Mutter- kuh- haltung	Biogas	Verbren- nung	Hack- schnittzel- vergas- nung	Verbren- nung	ungenutz	
			Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Erle	Schilf	Gras	
Status Quo	Acker	Milch/ Biogas	Mais	-	-	-	-40	-49	391	-	-	-510	-61	-230	-400	-348	-51	-18	-24	-8	-16	-24	-25
		Milch	Mais	32	-	-241	-35	-32	301	-251	-	-267	-55	-151	-226	-226	-46	-15	-21	-6	-14	-23	-23
		Mastbullen/ Biogas	Mais	-	-	-	-18	39	539	-	-	-298	-39	-99	-211	-217	-30	-2	-9	4	-3	-17	-15
		Biogas	Mais	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	47	10	28	22	-17	-13
		Gerste	Gerste	-	-	-	-37	-	-	-	-	-	-	-52	-11	-18	-1	-10	-22	-22			
		Kartoffel	Kartoffel	-	-	-	-148	-	-	-	-	-	-	-162	-90	-89	-55	-74	-52	-65			
		Milch/ Biogas	Feldgras	-	-	-	-14	60	610	-	-	-	-35	-75	-191	-205	-26	2	-6	6	0	-16	-14
		Milch	Feldgras	-	-	-	-11	55	453	36	-	-114	-30	-38	-82	-118	-22	3	-4	7	1	-15	-12
		Mastbullen/ Biogas	Feldgras	-	-	-	3	169	1022	-	-	-	-19	85	-	-126	-10	15	5	15	10	-11	-7
	Biogas	Feldgras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	91	45	47	49	-8	1	
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	-	-	-	-8	-	-	-	-	-	-52	-	-	-	-18	10	1	12	7	-13	-10
		Milch	Gras	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-38	-	-	-	-13	13	3	14	9	-12	-8
		Mastbullen/ Biogas	Gras	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-20	-	-	-	-2	22	11	20	16	-9	-3
		Biogas	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	33	41	40	-12	-4
Extensives Grünland	Mutterkuh- haltung	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-78	17	-8	-29	-35	
	Biogas	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	63	-25	-27	
	Verbrennung	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-49	-111	
	Vergasung	Erle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43	-	-33	-47	
Naturna- hes Moor	Verbrennung	Schilf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	ungenutz	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-22	-	

Freie Zellen = nicht definiert (keine THG-Einsparungen); positives Vorzeichen (+) = betriebswirtschaftlicher Zusatznutzen pro vermiedene t CO₂ e.; negatives Vorzeichen (–) = Vermeidungskosten pro t CO₂ e.

Tabelle 26: Treibhausgasvermeidungskosten und Zusatznutzen durch Landnutzungsänderung pro Hektar und Jahr

			Landnutzung																				
			Acker								Intensives Grünland				Extensives Grünland				Naturnahes Moor				
			Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Bio- gas	Gerste	Kartoffel	Milch/ Bio- gas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Bio- gas	Milch/ Biogas	Milch	Mast- bullen/ Biogas	Biogas	Mutter- kuh- haltung	Biogas	Verbren- nung	Hack- schnittel- vergas-ung	Verbren- nung	ungenutz	
Mais	Mais	Mais	Mais	Gerste	Kartoffel	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Feld- gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Gras	Erle	Schilf	Gras				
Status Quo	Acker	Milch/ Biogas	Mais	-	-	-	-482	-152	948	-	-	-510	-710	323	841	545	-450	-231	-346	-150	-265	-843	-604
		Milch	Mais	26	-	-239	-456	-125	975	-293	-	-484	-684	89	290	171	-441	-212	-328	-128	-245	-821	-583
		Mastbullen/ Biogas	Mais	-	-	-	-217	114	1214	-	-	-245	-445	156	480	379	-256	-19	-129	77	-44	-601	-370
		Biogas	Mais	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37	25	213	91	-385	-161
		Gerste	Gerste	-	-	-	-330	-	-	-	-	-	-	-296	-103	-212	-19	-133	-699	-462			
		Kartoffel	Kartoffel	-	-	-	-1430	-	-	-	-	-	-	-1032	-941	-1080	-942	-1023	-1698	-1419			
		Milch/ Biogas	Feldgras	-	-	-	-163	167	1267	-	-	-	-391	132	467	394	-216	23	-85	123	0	-551	-323
		Milch	Feldgras	-	-	-	-135	195	1295	28	-	-163	-363	37	137	134	-201	46	-63	148	24	-527	-299
		Mastbullen/ Biogas	Feldgras	-	-	-	29	359	1459	-	-	-	-200	-204	-	323	-77	173	69	285	158	-376	-154
	Biogas	Feldgras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	118	137	379	230	-187	19	
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	-	-	-	-109	-	-	-	-	-	-675	-	-	-	-185	145	11	260	116	-488	-252
		Milch	Gras	-	-	-	-1	-	-	-	-	-	-523	-	-	-	-138	191	57	306	163	-442	-205
		Mastbullen/ Biogas	Gras	-	-	-	276	-	-	-	-	-	-259	-	-	-	-17	313	178	427	284	-321	-84
		Biogas	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	330	195	445	301	-304	-67
	Extensives Grünland	Mutterkuh- haltung	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-134	115	-29	-633	-397
		Biogas	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	249	106	-499	-262
		Verbrennung	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-748	-512
		Vergasung	Erle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	144	-	-605	-368
Naturna- hes Moor	Verbrennung	Schilf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	ungenutz	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-237	-	

Freie Zellen = nicht definiert (keine THG-Einsparungen); positives Vorzeichen (+) = betriebswirtschaftlicher Zusatznutzen pro Hektar und Jahr;
negatives Vorzeichen (–) = Vermeidungskosten pro Hektar und Jahr

Tabelle 27: Ausgewählte Treibhausgasvermeidungskosten (€ [t CO₂]⁻¹) durch Landnutzungsänderung bei unterschiedlich angenommenen Erzeugerpreisen

				Extensives Grünland								Naturnahes Moor			
				Mutterkuh- haltung		Biogas		Verbren- nung		Hack- schnittzel- vergasung		Verbren- nung		ungenutz	
				Gras Max.	Gras Min.	Gras Max.	Gras Min.	Gras Max.	Gras Min.	Erle Max.	Erle Min.	Schilf Max.	Schilf Min.	Gras Max.	Gras Min.
Ist Status	Acker	Milch/ Biogas	Mais	-177	5	-163	0	-98	15	-134	8	-75	-16	-101	-13
		Milch Mastbullen/ Biogas	Mais	-161	7	-150	2	-92	16	-125	9	-72	-15	-96	-11
		Biogas	Mais	-65	350	-68	291	-32	217	-51	262	-40	88	-49	144
		Biogas	Mais	-82	-43	-73	-73	73	73	187	187	-23	-23	-23	-23
		Gerste	Gerste	-59	-7	-65	-12	-22	12	-43	1	-36	-21	-45	-20
		Kartoffel	Kartoffel	-578	49	-482	34	-291	40	-396	39	-165	-7	-247	2
		Milch/ Biogas	Feldgras	-123	36	-117	26	-65	34	-93	31	-57	-7	-75	1
		Milch Mastbullen/ Biogas	Feldgras	-111	36	-107	27	-60	34	-86	31	-55	-6	-71	2
		Biogas	Feldgras	-29	336	-39	275	-10	202	-24	246	-29	77	-33	130
		Biogas	Feldgras	-217	-167	-1015	-1015	114	114	282	282	-11	-11	3	3
	Intensives Grünland	Milch/ Biogas	Gras	-62	28	-65	22	-37	29	-53	26	-42	-4	-51	4
		Milch Mastbullen/ Biogas	Gras	-56	30	-59	24	-34	30	-48	28	-40	-3	-48	5
		Biogas	Gras	-8	192	-17	169	-1	141	-9	159	-21	61	-21	96
		Biogas	Gras	84	60	33	33	41	41	40	40	-12	-12	-4	-4
Extensives Grünland	Mutterkuh- haltung	Gras	-	-	-87	-29	15	30	-13	16	-30	-25	-36	-28	
	Biogas	Gras	-	-	-	-	50	50	63	63	-25	-25	-27	-27	
	Verbrennung	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-49	-49	-111	-111	
	Vergasung	Erle	-	-	-	-	43	43	-	-	-33	-33	-47	-47	
Naturnahes Moor	Verbrennung	Schilf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	ungenutz	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-	-22	-22	-	-	

Freie Zellen = nicht definiert (keine THG-Einsparungen); Positives Vorzeichen (+) = betriebswirtschaftlicher Zusatznutzen pro Hektar und Jahr; negatives Vorzeichen (-) = Vermeidungskosten pro Hektar und Jahr

9.4 Schlussfolgerungen

Die Extensivierung des intensiven Grünlandes sowie feldgrasbasierte Bewirtschaftungssysteme des Ackerlandes in extensives Grünland, führt neben den THG-Einsparungen zu wirtschaftlichen Zusatznutzen. Sehr gewinnbringende Bewirtschaftungssysteme wie der Kartoffelanbau verursachen bei einer Extensivierung hingegen sehr hohe THG-Vermeidungskosten. Die Vermeidungskosten hängen jedoch sehr von den aktuellen Marktpreisen für die erzeugten Produkte ab und können demnach von Jahr zu Jahr sehr schwanken.

Sobald der Gewinn nach einer Landnutzungsänderung höher ist als derjenige des Bewirtschaftungssystems des „Ist-Status“, entstehen betriebswirtschaftliche Zusatznutzen. Dies ist aber in fast allen Fällen an hohe Zahlungen wie die EU-Flächenprämie sowie Programme, etwa dasjenige zur Förderung der „moorschonenden Stauhaltung“, gebunden. Da eine Landnutzungsänderung für den Bewirtschafter mit Kosten für die Technikumstellung und teilweise verminderten Gewinnen verbunden ist, konnte mit den ermittelten Vermeidungskosten die Höhe der Subventionen, die die Gesellschaft an die Bewirtschafter zahlen müsste, abgeschätzt werden.

10. Gesamtdiskussion

Das Thema Niedermoorbewirtschaftung stellt die Gesellschaft, Bewirtschafter und Politik vor schwierige Fragen, welche aus verschiedenen Blickwinkeln zu unterschiedlichen Meinungen führen kann. So muss die Politik Klimaschutzziele einhalten und mit dem Geld der Steuerzahler verantwortlich umgehen. Die Gesellschaft fordert Arten- und Klimaschutz sowie regionale, gesunde, tierwohlgerecht und umweltverträglich erzeugte Lebensmittel. Der Bewirtschafter und Flächeneigentümer möchte seine Produktionsgrundlage, den Boden, nutzen, um sich und seiner Familie ein würdiges Leben zu ermöglichen, sowie die vielleicht seit Generationen bewirtschafteten Flächen an die nächste Generation weitergeben.

Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen, dass es keine emissionsneutralen Niedermoore gibt. Dies liegt an der entgegenlaufenden emissionsfördernden Wirkung des Grundwasserflurabstandes hinsichtlich der Treibhausgase CO_2 und N_2O sowie CH_4 . Die Messungen von THG-senkenden oder neutralen Niedermooren auf Acker (Pohl et al., 2015) könnten vermutlich aufgrund der Witterung und des Grundwasserstandes in dem entsprechenden Jahr als Ausreißer gewertet werden. Der in der Biomasse (NPP) gespeicherte Kohlenstoff und Stickstoff werden vermutlich in den Folgejahren wegen verstärkter Mineralisation zu höheren Emissionen führen. Die 38 % der Messungen, die naturnahe Niedermoore als Kohlenstoff-Senke identifiziert haben (siehe Kapitel 5.3.5), bestätigen nur zum Teil die kohlenstoffsenkende Wirkung naturnaher Niedermoore (Schrier-Uijl et al., 2014; Kluge et al., 2013; Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2012). Denn mit dem entweichenden CH_4 gelangt ein Teil des Kohlenstoffes als Treibhausgas wieder in die Atmosphäre (Günther et al., 2014; Couwenberg, 2009).

Die höheren mittleren bodenbürtigen THG-Emissionen auf intensivem Grünland im Vergleich zum Acker lassen den Schluss zu, dass Acker nicht in intensives Grünland umgewandelt werden sollte, wenn eine weitere Extensivierung/Grundwasseranhebung nicht möglich ist. Ebenfalls werden auf Acker höhere Erträge erzielt. Neben den leichten durchschnittlichen THG-bedingten Vorteilen gegenüber intensivem Grünland sticht Acker von allen Landnutzungssystemen in ökonomischer Hinsicht hervor, da fast alle untersuchten Bewirtschaftungssysteme auf Acker Gewinne erzielen. Damit gelangen der Gesellschaft zusätzlich finanzielle Einsparungen, da neben den Agrarförderungen keine weiteren Zahlungen an die Bewirtschafter nötig sind sowie Steuereinnahmen erzielt werden. Da höhere Produktmengen pro Hektar erzeugt werden, ermöglicht dies eine höhere Wertschöpfung im

ländlichen Raum. Außerdem werden die Kulturlandschaft und Arbeitsplätze erhalten. Beim intensiven und extensiven Grünland sowie dem naturnahen Moor sind Gewinne nur dank der Subventionen generierbar (siehe Kapitel 8.3.1). Da jedoch das derzeit oberste gesellschaftliche Ziel die Einsparung von THG-Emissionen ist sowie das Ziel des Flächeneigentümers darin besteht, seinen Boden, den Torfkörper, zu erhalten, ist ein intelligentes Grundwassermanagement beziehungsweise eine Extensivierung zu empfehlen. Sollte es jedoch aus infrastrukturellen Gründen (Siedlungen, Verkehrswege) nicht möglich sein, das Grundwasser anzuheben, dann ist eine Ackernutzung nach diesen Ergebnissen weiterhin denkbar.

Eine Maßnahme zur Flächennutzung, die geringe Treibhausgasvermeidungskosten aufweist und damit Treibhausgase vermeidet sowie ökonomisch geringe Kosten für die Gesellschaft verursacht, könnte die maximale Wasserrückhaltung durch sehr geringe Grundwasserflurabstände bis hin zu Überflutungen außerhalb der Vegetationsperiode sein (Roth et al., 2001). Im Sommer sind hingegen zur Bewirtschaftung Zielwasserstände über einen gesteuerten Zu- und Abfluss von Wasser zu gewährleisten. Dies setzt genaue Informationen voraus, die durch eine ausreichende Anzahl an Grundwassermesspunkten gewonnen werden. Außerdem ist es notwendig, den Grundwasserstand von durchlässigen Gräben und Drainagen zum schnellen Ent- und Bewässern flexibel steuern zu können. Hierbei sind Grundwasserflurbstände von mindestens 0,3 m und eine intakte Grasnarbe für eine Befahrung auf extensivem Grünland erforderlich (Kraschinski, 2001). Leichte, angepasste Technik mit einer großen Kontaktfläche zwischen dem Boden und dem Fahrzeug vermeidet Verdichtungen. Zudem wird so der schnelle Abfluss von Oberflächenwasser nicht unterbunden. Außerdem wird eine Grasnarbenbeschädigung vermieden (Roth et al., 2001).

Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen, dass es derzeit schwierig ist, ohne Förderungen ökonomischen Gewinn zu erzielen und gleichzeitig das Klima zu schützen. Mit den hier berechneten THG-Vermeidungskosten lassen sich diese Kosten der Förderung abschätzen (siehe Kapitel 9). Es ist denkbar, dass anfänglich hohe Förderungen in Zukunft sinken könnten, nachdem geringere Grundwasserflurabstände eingestellt sein werden. Betroffene Landwirte können sich auf die neuen Bedingungen einstellen, ihren Betrieb umstellen und Erfahrungen sammeln. Die Industrie dürfte bei entsprechender Nachfrage ebenfalls angepasste Technik entwickeln und über eine höhere Stückzahl diese günstiger als in Einzelanfertigung auf dem Markt anbieten können.

Die Ergebnisse könnten ebenfalls herangezogen werden, um die Gesellschaft für das Thema Niedermoornutzung zu sensibilisieren. So könnte ein Spiel den Teilnehmer zwingen, schwierige Entscheidungen zu treffen, indem er sich in die verschiedenen „Niedermoor-Akteure“ hineinversetzen muss: als Arbeitnehmer seinen Arbeitsplatz zu verlieren/zu erhalten, als Bewirtschafter ein geringeres/höheres Einkommen für sich und seine Familie zu erzielen, als Flächeneigentümer eine Wertminderung/-steigerung hinzunehmen, als Politiker THG-Emissionen einzusparen/zu emittieren und damit weniger/mehr Steuern einzunehmen, als Steuerzahler höhere/niedrigere Ausgaben zu haben, als Anwohner im Sommer Mücken zu ertragen, aber dafür ein kühlendes Klima zu genießen, als Bürgermeister Zuzug oder Landflucht aufgrund verminderter/ erhöhter Lebensqualität und Arbeitsplätze zu verbuchen. Die genannten Entscheidungsmöglichkeiten und daraus folgenden Zustände sind vom Autor ohne Wertung genannt worden und könnten von verschiedenen Personengruppen unterschiedlich als positiv oder negativ gewertet werden. Hierbei wäre interessant herauszufinden, wie jeder Mitspieler in der entsprechenden Position selber entscheiden würde.

Die bodenbürtigen Treibhausgasemissionen und weitere hier verwendete Parameter unterliegen starken Schwankungen, welche die Gesamtemissionen und die Treibhausgasvermeidungskosten erheblich beeinflussen können. Für eine abschließende Bewertung sind Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen erforderlich.

11. Gesamtschlussfolgerung

Mit dieser Arbeit wurde erstmalig ein Überblick über die Gesamt-THG-Emissionen und die Rentabilität gängiger Bewirtschaftungssysteme über verschiedene Landnutzungssysteme hinweg auf Niedermooren gegeben. Die Vergleichbarkeit untereinander ist durch die über alle Bewirtschaftungssysteme gleichen Systemgrenzen und Quellen gegeben.

Niedermoore, die keine THG emittieren, gibt es aufgrund der gegenläufigen Entstehungseigenschaften der Gase CO_2 , N_2O und CH_4 nicht, bedingt durch den größten Einflussfaktor – den Grundwasserstand. Bei geringen Grundwasserflurabständen wird vermehrt CH_4 emittiert, wohingegen bei größeren Grundwasserflurabständen vermehrt CO_2 und N_2O emittiert werden. Jedoch weisen extensive und naturnahe Landnutzungssysteme deutlich geringere mittlere bodenbürtige THG-Emissionen auf als intensive Landnutzungssysteme. Da die bewirtschaftungsbedingten THG-Emissionen im Vergleich zu den bodenbürtigen Emissionen eine untergeordnete Rolle spielen, besteht die effektivste Möglichkeit, die THG-Emissionen zu reduzieren, indem der Grundwasserstand flurnah angehoben und damit Niedermoore extensiviert werden. Dies verhindert die Mineralisation der organischen Bodensubstanz und erhält damit den Torfkörper.

Mit der Rentabilität verhält es sich im Gegensatz zu den THG-Emissionen, die Nutzungsintensität betreffend, entgegengesetzt. Eine extensive THG-einsparende Bewirtschaftung bei geringen Grundwasserflurabständen ist nicht wirtschaftlich. Denn es ist eine speziell angepasste Technik notwendig, es werden niedrigere Erträge erwirtschaftet, und die Futterwerte sind gering. Daher sind EU-Direktzahlungen und sonstige fördernde Maßnahmen für die Bewirtschaftung dieser Flächen zwingend erforderlich. Ebenfalls ist bei gesellschaftlich gewünschter Extensivierung zu berücksichtigen, dass der Arbeitszeitbedarf abnimmt, was neben dem Verlust von Arbeitsplätzen eine geringere Wertschöpfung im ländlichen Raum zur Folge hat. Deshalb sollten Bewirtschaftungssysteme, die dazu dienen, Biomasse extensivierter Flächen zur Energieerzeugung zu verwerten, gefördert werden und einer Nutzungsaufgabe vorzuziehen sein. Dadurch werden nicht nur THG-Emissionen durch die Substitution fossiler Brennstoffe vermieden, sondern auch Wertschöpfung im ländlichen Raum ermöglicht sowie wertvolle Kulturlandschaft erhalten. Dazu ist es jedoch notwendig, dass zum Beispiel Schilf von der EU als förderfähige Kultur anerkannt wird.

Sollte eine Extensivierung aus infrastrukturellen Gründen oder einer daraus resultierenden Aufgabe von Betrieben nicht möglich sein, ist es aufgrund der geringeren mittleren THG-Emissionen denkbar, das Niedermoor weiterhin als Ackerland zu bewirtschaften, statt in intensives Grünland umzuwandeln. In weiteren Messungen und Versuchen sind die Gründe zu erforschen, weshalb intensives Grünland im Mittel höhere bodenbürtige THG-Emissionen als Acker aufweist. Mit Sensitivitätsanalysen kann hier die Sensibilität der mittleren Gesamtemissionen abgeschätzt werden. Außerdem sind Pflanzenarten zu identifizieren, die vermehrt oder vermindert Methan emittieren.

12. Zusammenfassung

Niedermoores sind durch Grundwasser beeinflusste Standorte, in denen Torf gebildet wird oder oberflächlich ansteht. Sie emittieren durch mikrobiologische Prozesse Treibhausgase (THG), wobei der Grundwasserflurabstand als Haupteinflussgröße die THG-Emissionen bedingt. Diese bodenbürtigen Emissionen lassen sich nicht völlig verhindern. Wird der Grundwasserstand gesenkt, so erhöhen sich die Kohlendioxid (CO_2)- und Lachgas (N_2O)-Emissionen, während bei einer Anhebung vermehrt Methan (CH_4) emittiert wird. Im Rahmen der Urbarmachung zur landwirtschaftlichen Nutzung wurde in den letzten 300 Jahren auf über 95 % der deutschen Niedermoores der Grundwasserstand abgesenkt. Weltweit wird davon ausgegangen, dass Moore 5 % der globalen anthropogen verursachten Emissionen in Höhe von $2 \text{ Gt CO}_2 \text{ a}^{-1}$ verursachen. Um dem gleichzeitigen Torfverlust und den THG-Emissionen entgegenzuwirken, wird eine Wiedervernässung durch die Anhebung des Grundwasserstandes diskutiert und bereits umgesetzt. Dies führt jedoch durch eingeschränkte Befahrbarkeit und ein geringeres Kulturartenspektrum zu einer kaum gegebenen Wirtschaftlichkeit.

Es fehlt ein systematischer und umfassender Vergleich der THG-Emissionen und der Rentabilität der Bewirtschaftungssysteme verschiedener Landnutzungssysteme für Niedermoorstandorte der gemäßigten Klimazone. Anhand der Gesamt-THG-Emissionen, der Rentabilität und der THG-Vermeidungskosten sollten Zielkonflikte, Synergien und Vorzugsvarianten identifiziert werden, um diese Standorte klimaschonend zu bewirtschaften.

Die bodenbürtigen THG-Emissionen für die Landnutzungssysteme wurden mit einer Metaanalyse zu Veröffentlichungen von THG-Messungen in Niedermoores der gemäßigten Klimazone ermittelt. Darüber hinaus wurden die von der Bewirtschaftung abhängigen und durch mögliche Landnutzungsänderung bedingten höheren oder geringeren Mengen an Emissionen durch die Bewirtschaftungssysteme ermittelt und zu Gesamtemissionen zusammengefasst. Für den Vergleich der Rentabilität der Bewirtschaftungssysteme wurden Kosten und Erlöse berechnet. Dies erfolgte in Anlehnung an eine Ökobilanzierung innerhalb gleicher Systemgrenzen. Um kosteneffiziente Landnutzungsänderungsmöglichkeiten aufzuzeigen, die den Torfkörper schützen sowie THG-Emissionen reduzieren, wurden Treibhausgasvermeidungskosten abgeschätzt.

Die Auswertung ergab, dass bei zunehmender Landnutzungsintensität und damit einhergehendem größeren Grundwasserflurabstand die Gesamt-THG-Emissionen (in CO_2 -

Äquivalenten) zunehmen. Dabei emittierte intensives Grünland auf Niedermoor höhere durchschnittliche Treibhausgasmengen als Ackerland. Durch die Bewirtschaftung verursachte Emissionen spielten im Vergleich zu den bodenbürtigen Emissionen eine untergeordnete Rolle. Zugunsten der THG-Einsparung und der Torferhaltung sollte die Bewirtschaftung demnach extensiviert werden.

Im Rentabilitätsvergleich erwiesen sich intensive Bewirtschaftungssysteme mit großem Grundwasserflurabstand weitgehend ohne Förderung als wirtschaftlich. Extensive Bewirtschaftungssysteme erzielten kaum Einkommen und waren damit unwirtschaftlich. Subventionen und Förderungen zugunsten einer nachhaltigen Nutzung sind demnach unverzichtbar, um torf- und klimaschonende Praktiken zu unterstützen.

Die höchsten THG-Vermeidungskosten entstanden bei der Umwandlung intensiver, sehr gewinnbringender Bewirtschaftungssysteme wie des Kartoffelanbaus, in extensive oder naturnahe Bewirtschaftungssysteme. Ein wirtschaftlicher Zusatznutzen durch die Zahlung von Förderungen entsteht neben der THG-Einsparung und Torferhaltung bei der Umwandlung von intensivem Grünland in extensives Grünland.

Mit dieser Arbeit wurde erstmalig für Niedermoore ein systematischer Überblick über die Gesamt-THG-Emissionen und die Rentabilität gängiger Bewirtschaftungssysteme über verschiedene Landnutzungssysteme hinweg gegeben. Bei Wiedervernässungsmaßnahmen sollte präferiert werden, nicht die Nutzung aufzugeben, sondern extensive Biomasseaufwüchse thermisch zu nutzen. Somit ließe sich nicht nur der Torfkörper bewahren, sondern auch THG-Emissionen durch die Substitution fossiler Brennstoffe einsparen sowie Kulturlandschaft und Arbeitsplätze im ländlichen Raum erhalten.

13. Summary

Fens are sites influenced by the groundwater where peat is formed in or located in the upper soil layer. They emit greenhouse gases (GHG) through microbiological processes in which the main influencing factor is the groundwater level. It is not possible to avoid soil-borne GHG emissions completely. The lowering of the groundwater level increases carbon dioxide (CO₂) and dinitrogen monoxide (N₂O) emissions, while higher groundwater levels lead to higher methane (CH₄) emissions. The groundwater level of more than 95% of German fens has been lowered for agricultural use purposes for the last 300 years. It is assumed that fens cause 5% of global anthropogenic GHG emissions which is equivalent to 2 Gt CO₂ a⁻¹. In order to save peat and reduce GHG emissions at the same time, rewetting fens by raising the groundwater has been discussed and applied. However, this leads to low profitable land use due to limited trafficability and cultivation options.

There is a lack of systematic and comprehensive comparison of GHG emissions and profitability of management systems of different land use systems of fenlands in the temperate climate zone. In order to manage these sites climate-friendly, trade-offs, synergies and preferences should be identified on the basis of overall GHG emissions, the profitability, and GHG abatement costs.

The soil-borne GHG emissions for the land use systems were identified with a meta-analysis of published measurements of GHG emissions on fenlands in the temperate climate zone. Furthermore, the GHG emissions due to cultivation and possible land use changes were identified and summarized as the overall emissions. Costs and revenues were calculated for comparability purposes of profitability of management systems. This was carried out within the same system boundaries as the life-cycle-assessments. GHG abatement costs were estimated in order to identify cost-efficient land use change options saving peat and reducing GHG emissions.

Results indicated that overall GHG emissions (in CO₂ equivalent) increase with higher land use intensity and deeper groundwater level. Intensive grassland on fenlands emits higher GHG on average than cropland. Management induced GHG emissions are negligible compared to the soil-borne emissions. Fenlands should be extensified to save peats and thus reduce GHG emissions.

The comparison of profitability showed that management systems of intensive land use systems with the low groundwater level are broadly profitable without subsidies. Extensive management systems saving peat and reducing GHG emissions result in low income and are therefore not profitable. Subsidies and grants are indispensable to promote peat-saving and climate-friendly practices.

The highest GHG abatement costs occur by change from profitable intensive management systems, such as potato cultivation, to extensive management systems or near-natural fens. Besides GHG abatement and peat maintenance, there is a further economic advantage due to subsidies, if land use is changed from intensive grassland to extensive grassland.

This thesis provides a systematic overview of overall GHG emissions and profitability of common management systems of fenlands. For rewetting options, the thermal utilization of extensive biomass production should be preferred. By doing this, not only peat-saving is granted, but also there is an additional GHG abatement effect due to substitution of fossil fuels. Further advantages are the preservation of cultural landscape and the maintenance of employment in rural areas.

14. Danksagung

Eine Doktorarbeit zu schreiben, erfordert eine hohe Motivation und fachliche Unterstützung durch zahlreiche Personen. Neben der Zeit, die ich mit angenehmen Menschen verbringen durfte, erfuhr ich Motivation und fachliche Unterstützung durch meine Betreuung, Kollegen, die Familie sowie alte und neu kennengelernte Freunde.

Daher möchte ich mich hier namentlich besonders bei meiner Betreuerin Frau Prof. Dr. Annette Prochnow bedanken, die trotz ihrer umfangreichen und verantwortungsvollen Aufgaben immer ein offenes Ohr hatte sowie konstruktiven Ratschläge und Einschätzungen gab. Bei Frau Prof. Dr. Nicole Wrage-Mönnig möchte ich mich für ihre frühe und direkte Zusage der Gutachtertätigkeit bedanken. Herrn Dr. habil. Andreas Meyer-Aurich als dritten Gutachter sei ebenfalls für die Annahme der Gutachtertätigkeit sowie für die immer gegebene Möglichkeit, auf kollegiale Art und Weise fachliche Fragen zu diskutieren, gedankt. Bei meinen Kollegen Yusuf Nadi Karatay, Patricia Wolf, Dr. Anja Hansen, Dr. Christian Ammon, Helen Jacobs und Katja Holz möchte ich mich für ihr offenes Ohr zur Diskussion von Problemen und Fragestellungen sowie der angenehmen kollegialen und freundschaftlichen Zeit bedanken. Ein ganz besonderer Dank geht an meine Eltern Wilja (†) und Frank Rebhann, ohne deren Erziehung zur Zielstrebigkeit ich vermutlich diese Arbeit nicht angefangen und beendet hätte. Meinem Vater danke ich besonders, dass er mich in den letzten Jahren in jeder Hinsicht uneingeschränkt unterstützt hat. Der Familie Behrens danke ich für ihr allzeit geliehenes Ohr und dafür, mich auf andere Gedanken gebracht zu haben.

15. Literaturverzeichnis

- Allen V. G., Batello C., Berretta E. J., Hodgson J., Kothmann M., Li X., McIvor J., Milne J., Morris C., Peeters A., Sanderson M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals, in: Grass and Forage Science, 66 (S. 2–28).
- Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Zollitsch W., Mayer K., Gruber L. (2007). Biogas production from maize and dairy cattle manure – Influence of biomass composition on the methane yield, in: Agriculture, Ecosystems and Environment 118 (S. 173–182).
- Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2014). Pressemitteilung Nr. 42 vom 21. Februar 2014.
- Askaer L., Elberling B., Friberg T., Jørgensen C. J., Hansen B. G. (2011). Plant-mediated CH₄ transport and C gas dynamics quantified in-situ in a Phalaris arundinacea-dominant wetland, in: Plant Soil 343 (S. 287–301).
- Augustin J., Merbach W., Käding H., Schalitz G., Schmidt W. (1998). Nordostdeutsche Niedermoore als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase, in: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 88 (S. 7–10).
- Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (2003). 2. Herkunft der gasförmigen Emissionen, in: Merkblatt – Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung Ammoniak, Methangas, Lachgas (S. 10–12).
- Beek C. L. van, Pleijter M., Jacobs C. M. J., Velthof G. L., Groenigen J. W. van, Kuikman P. J. (2010). Emissions of N₂O from fertilized and grazed grassland on organic soil in relation to groundwater level, in: Nutr Cycl Agroecosyst 86 (S. 331–340).
- Beek C. L. van, Pleijter M., Kuikman P. J. (2011). Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized grasslands on peat soil, in: Nutr Cycl Agroecosyst 89 (S. 453–461).
- Beer M., Corradini R., Gobmaier T., Köll L., Podhajsky R., Vogler G., Zotz M. (2009). 2 Methodik, in: CO₂-Verminderung in Deutschland – Teil 1 – Methodik und Zusammenfassung (S. 9–38).

- Bellarby J., Tirado R., Leip A., Weiss F., Lesschen J. P., Smith P. (2013). Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe, in: *Global Change Biology* 19:3–18 doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x.
- Berg W., Bergschmidt A., Brunsch R., Dämmgen U., Döhler H., Eurich-Menden B., Lüttich M., Osterburg B. (2001). Emissionssituation bei Methan und Distickstoffmonoxid, in: *Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010* (S. 150–144).
- Berndes G., Bird N., Cowie A. (2010). Bioenergy's Contribution to Climate Stabilisation, in: *Bioenergy, Land Use Change and Climate Change Mitigation IEA (Bioenergy: ExCo: 2010:03)*.
- Bertzky M., Kapos C., Scharlemann J. P. W. (2011). Indirect Land Use Change from biofuel production: implications for biodiversity, in: *JNCC Report No. 456*.
- Beyer C., Liebersbach H., Höper H. (2015). Multiyear greenhouse gas flux measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland, in: *J. Plant Nutr. Soil Sci* (S. 99–111).
- Biomasseverband Oberösterreich (2013) Wirtschaftlichkeit von Holzgasanlagen, In: *Tagung – Heizwerke Betreibertag 2013 der Landwirtschaftskammer Oberösterreich* (https://stmk.lko.at/media.php?filename=download%3D%2F2015.01.19%2F1421657428063851.pdf&rn=08_Holzgas_Gerhard%20Uttenthaler.pdf). (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:00 Uhr).
- Blokhina Y., Prochnow A., Plöchl M., Luckhaus C., Heiermann M. (2011). Concepts and profitability of biogas production from landscape management grass, in: *Bioresource Technology* 2011, 102 (S. 2086–2092).
- Blume H.-P., Brümmer G. W., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knaber I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M. (2010). 7.5.4 Moore, in: *Scheffer/Schachtschabel (Hrsg.), Lehrbuch der Bodenkunde* (S. 343–346).
- Brix H., Sorrell B. K., Lorenzen B. (2001). Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases?, in: *Aquatic Botany* 69 (2001) (S. 313–324).

Brunk H. (1963). Über die Tragfähigkeit von Eisdecken, Dissertation, Von der Fakultät für Bauwesen der Technischen Hochschule Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig

Budde J., Prochnow A., Plöchl M., Suárez T., Heiermann M. (2016). Energy balance, greenhouse gas emissions, and profitability of thermobarical pretreatment of cattle waste in anaerobic digestion, in: Waste Management 49 (2016) (S. 390–410).

Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (2006) Anlage 1 – 6, in: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) (S. 9–26)

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015) Anhang 5: Liste der Kulturpflanzenarten für die Anbaudiversifizierung, In: Umsetzung der EU-Agrarreform – Ausgabe 5

https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/UmsetzungGAPinD.pdf?__blob=publicationFile (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:25 Uhr)

Bundesumweltamt (2012). Konventionen und wichtige Kennzahlen. Energetische Kennzahlen und Umrechnungsfaktoren, in: Aktualisierung „Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960–2030“ (TREMODO, Version 5.3) für die Emissionsberichtserstattung 2013 (Berichtsperiode 1990–2011) Version 5.01 – Endbericht (S. 12–14).

Burda G., Anderson D. (2007). Introduction to the Eddy Covariance Methode, in: LI-COR Biosciences, <http://www.instrumentalia.com.ar/pdf/Invernadero.pdf> (Letzter Zugriff 21.01.2018 um 20:20 Uhr).

Byrne K. A., Chojnicki B., Christensen T. R., Drösler M., Freibauer A., Friborg T., Frohling S., Lindroth A., Mailhammer J., Malmer N., Selin P., Turunen J., Valentini R., Zetterberg L. (2004). 5. Current annual rates of GHG exchanges in undisturbed mires, in: EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes (S. 19–22).

Canadell J. G., Schulze E. D. (2014). Global potential of biospheric carbon management for climate mitigation, in: Nature Communications (S. 1–12).

- Chapin F. S., Woodwell G. M., Randerson J. T., Rastetter E. B., Lovett G. M., Baldocchi D. D., Clark D. A., Harmon M. E., Schimel D. S., Valentini R., Wirth C., Aber J. D., Cole J. J., Goulden M. L., Harden J. W., Heimann M., Howarth R. W., Matson P. A., McGuire A. D., Melillo J. M., Mooney H. A., Neff J. C., Houghton R. A., Pace M. L., Ryan M. G., Running S. W., Sala O. E., Schlesinger W. H., Schulze E.-D. (2006). Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods, in: *Ecosystems* 9 (S. 1041–1050).
- Cooper M., Lindegaard K. (2013). *Wetland Biomass to Bioenergy: Efficient harvesting, processing and conversion of wetland biomass*, Phase 1 Report, Department of Energy & Climate Change: Sheffield, Great Britain.
- Couwenberg J., (2009) Methane emissions from peat soils (organic soils, histosols) Facts, MRV-ability, emission factors, Greifswald University, Wetlands International, Ede, August 2009 , Produced for the UN-FCCC meetings in Bonn, August 2009. http://www.imcg.net/media/download_gallery/climate/couwenberg_2009b.pdf (Letzter Zugriff, 21.01.2018 um 10:30 Uhr)
- Couwenberg J., Augustin J., Michaelis D., Wichtmann W., Joosten H. (2008). Endbericht – Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz, Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e. V., Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Couwenberg J., Thiele A., Tanneberger A., Augustin J. Bärish S., Dubovik D., Liashchynskaya N., Michaelis D., Minke M., Skuratovich A., Joosten H. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy, in: *Hydrobiologia* (2011) 674 (S. 67–89).
- Dahms T., Wichtmann W. (2014). Comparative life cycle assessment of biomass from drained and rewetted peatlands, in: *Conference paper of 22nd European Biomass Conference and Exhibition*, 23–26 June 2014, Hamburg, Germany (S. 1562–1565).
- Deppe M., Mc Knight D. M., Blodau C. (2009). Effects of Short-Term Drying and Irrigation on Electron Flow in Mesocosms of a Northern Bog and an Alpine Fen, In: *Environ Science Technology*. (<http://www.uni-muenster.de/imperia/md/content/landschaftsoekologie/hydrologiebodenkunde/profblodauli>

teratur/_51__deppe_mcknight_blodau_2010.pdf (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:32 Uhr)

Deutscher Bauernverband (2016). GAP-Prämienschätzer für Landwirte bis 2019, in: <http://www.bauernverband.de/praemienschaetzer> (Letzter Zugriff: 26.07.2016 um 10:45 Uhr).

Deutscher Bundestag (2014). Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz—EEG 2014), in: EEG Paragraph § 44 Biomasse, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2014): Berlin, Germany. (S. 25)

Deutscher Wetterdienst, Climate Data Center. Precipitation and temperature data in Brandenburg (average 1986–2015) http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html (Letzter Zugriff: 14.07.2016 um 11:05 Uhr).

Dietze M., Heilmann H. (2010). 3.2 Bullenmast, in: Die Wirtschaftlichkeit der Rindfleischproduktion – Zwischenbericht in Mecklenburg-Vorpommern (S. 19–23).

DLG Ausschuss für Pflanzenschutz (2013). 4. Ackerbauliche Maßnahmen gut kombinieren, in: DLG-Merkblatt 391 Glyphosat – Verantwortungsvoller Umgang mit einem Wirkstoff (S. 13–16).

Drösler M., Freibauer A., Adelmann W., Augustin J., Bergman L., Beyer C., Chojnicki B., Förster C., Giebels M., Görlitz S., Höper H., Kantelhardt J., Liebersbach H., Hahn-Schöfl M., Minke M., Petschow U., Pfadenhauer J., Schaller L., Schägner P., Sommer M., Thuille A., Wehrhan M. (2011). Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis – Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006–2010, in: Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung

Drösler M., Adelmann W., Augustin J., Bergman L., Beyer C., Chojnicki B., Förster C., Freibauer A., Giebels M., Görlitz S., Höper H., Kantelhardt J., Liebersbach H., Hahn-Schöfl M., Minke M., Petschow U., Pfadenhauer J., Schaller L., Schönger P., Sommer M., Thullin A., Wehrhan M. (2013). Klimaschutz durch Moorschutz – Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz – Moorschutzstrategien“ 2006-2010, In Klimaschutz – Moornutzungsstrategien, Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante

Klimaforschung http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn049337.pdf, (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:40 Uhr)

Ecoinvent database Data V.2.2 (2010). Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

<http://ecoinvent.org/> (Letzter Zugriff: 15.05.2017 um 10:35 Uhr).

Eickenscheidt T., Freibauer A., Heinichen J., Augustin J., Drösler M. (2014). Short-term effects of biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions affected by N availability from grasslands on drained fen peatlands and associated organic soils, in: Biogeosciences, 11 (S. 6187–6207).

Eickenscheidt T., Heinichen J., Drösler M. (2015). The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content, in: Biogeosciences Discuss., 12 (S. 5201– 258).

Elsgaard L., Görres C. M., Hoffmann C. C., Blicher-Mathiesen G., Schelde K, Petersen S. O. (2012). Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management, in: Agriculture, Ecosystems and Environment 162 (S. 52–67).

Europäisches Komitee für Normung (CEN) (2006) DIN EN ISO 14040, Beziehbar über Verlag Beuth <https://www.beuth.de/de/erweiterte-suche/81186!search?query=DIN+EN+ISO+14040+&dokNr=&ausgabeDatum=&facets%5B81138%5D=&facets%5B81144%5D=&hitsPerPage=10&searchSubmit=suchen&alx.searchType=simple>, (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:45 Uhr)

Europäisches Komitee für Normung (CEN) (2006) DIN EN ISO 14044, Beziehbar über Verlag Beuth <https://www.beuth.de/de/erweiterte-suche/81186!search?query=DIN+EN+ISO+14044&dokNr=&ausgabeDatum=&facets%5B81138%5D=&facets%5B81144%5D=&hitsPerPage=10&searchSubmit=suchen&alx.searchType=complex>, (Letzter Zugriff: 21.01.2018 um 10:45 Uhr)

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (2015). Faustzahlen, in: <http://biogas.fnr.de/daten-und-fakten/faustzahlen/> (Letzter Zugriff am 17.01.2017 um 13:40).

FAOSTAT Online Database⁽¹⁾; Producer price indices in the selected country (2004–2006=100) 2002–2012. <http://faostat3.fao.org/download/P/PP/E> (Letzter Zugriff: 27.07.2016 um 9:00 Uhr)

FAOSTAT Online Database⁽¹⁾; Producer price indices in the selected country (2004–2006=100) 2002–2012. <http://faostat3.fao.org/download/P/PP/E> (Letzter Zugriff: 27.07.2016).

FAOSTAT Online Database⁽²⁾; Producer price of beef in Germany. Average price of 2009–2013 (<http://faostat3.fao.org/download/P/PP/E>) (Letzter Zugriff: 27.07.2016).

FAOSTAT Online Database⁽³⁾; Producer price of milk in Germany. Average price of 2010–2014. (<http://faostat3.fao.org/download/P/PP/E>) (Letzter Zugriff: 27.07.2016).

Finkbeiner M. (2013). 4.2. Scientific robustness and consistency of the methods, in: indirect land use change (iLUC) within life cycle assessment (lca) – scientific robustness and consistency with international standards (S. 42–46).

Flachowsky G., Hachenberg S. (2009) Anmerkungen zu CO₂-Footprints für Lebensmittel tierischer Herkunft, In: Tagungsbeitrag zu: Futterbau und Klimawandel: Grünlandbewirtschaftung als Senke und Quelle für Treibhausgase, 53. Jahrestagung AGGF vom 27. bis 29. August 2009 in Kleve (S. 25–29).

Flessa A., Wild U., Kelmisch M., Pfadenhauer J. (1998). Nitrouse oxid and methane fluxes from organic soils under agriculture, in: European Journal of Soil Science, 49 (S. 327–335).

Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO (2010). 4.5.2 Energy consumption, in: Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector – A Life Cycle Assessment (S. 43–44).

Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO, Milk composition, In: Dairy production and products, <http://www.fao.org/agriculture/dairy-gateway/milk-and-milk-products/milk-composition/en/#.V7L1TPmLS70> (Letzter Zugriff: 16.08.2016 um 14:55 Uhr)

- Franz D., Koebisch F., Larmanou E., Augustin J., Sachs T. (2016). High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen, in: Biogeosciences, 13 (S. 3051–3070).
- Fübbeker A. (2007). Melken und Kühlen – große Verbraucher, große Einsparmöglichkeit? Fachtag Bau und Technik „Energieanwendung in der Milchproduktion“ am 5. Dezember 2007 in Köllitsch, (Vortrag).
- Gauci V., Dise N., Blake S. (2005). Long-term suppression of wetland methane flux following a pulse of simulated acid rain, in: Geophysical Research Letters, Vol. 32, L12804, doi:10.1029/2005GL022544.
- GE Jenbacher GmbH & Co OHG (2006). Datenblatt: Technical Specification JMS 208 GS-B.L Biogas 330kW el. Jenbach.
- Gemeinde Möllenhagen (2013), § 3 Gebührenmaßstab und Gebührensatz, in: Satzung der Gemeinde Möllenhagen über die Erhebung von Gebühren zur Deckung der Beiträge und Umlagen des Wasser- und Bodenverbandes „Obere Havel/Obere Tollense“ Neubrandenburg und des Wasser- und Bodenverbandes „Obere Peene“ Stavenhagen http://www.amt-penzliner-land.de/media/custom/2225_152_1.PDF?1366622112 (Letzter Zugriff am 27.07.2016).
- Görres C. M., Kutzbach L., Elsgaard L. (2014). Comparative modeling of annual CO₂ flux of temperate peat soils under permanent grassland management, in: Agriculture, Ecosystems and Environment 186 (S. 64–76).
- Günther A., Huth V., Jurasinski G., Glatzel S. (2014). The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen, in: GCB Bioenergy (S. 1–15).
- Hanff H., Neubert G., Brudel H. (2010). Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg. Ackerbau/Grünlandwirtschaft/Tierproduktion, 6; Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MIL): Potsdam,
- Hanff H., Lau H. (2016). Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land

Brandenburg. Ackerbau/Grünlandwirtschaft/Tierproduktion, 7; Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MIL): Potsdam

Hansen B. G., Li Y. (2016). An Analysis of Past World Market Prices of Feed and Milk and Predictions for the Future, in: Agribusiness (S. 1–19).

Hargita Y. (2010). Ökonomische Ansätze zur Bewertung der Klimaschutzfunktion von Mooren, in: Forum Geoökologie 21 (3), 2010 (S. 57–60).

Hartmann H. (Aktualisierung der Ausgabe aus dem Jahr 2000). 3.6.4 Brennstoffmengenabschätzung, in: Leitfaden Bioenergie: Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (S. 53–89). ISBN 3-00-015389-6

Hartong H., Schmid C., Kornack I., Wolter A., Schwarz R., (2013). 2 Historische Entwicklung der Kulturlandschaft, in: Landkreis Havelland Landschaftsrahmenplan, in: Landkreis Havelland – Untere Naturschutzbehörde (Hrsg.), Band 2 – Bestand und Bewertung (S. 16–21).

Hartung M., Heider D., Albrecht C. (2014). Rolle der Lohnarbeit in der sächsischen Landwirtschaft, in: Schriftenreihe des LfULG, Heft 23/2014 | 2.

Hendriks D. M. D., van Huissteden J., Dolman A. J., van der Molen M. K. (2007). The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow In: Biogeosciences Discuss., 4 (S. 277–316).

Herbst M., Friberg T., Schelde K., Jensen R., Ringgaard R., Vasquez V., Thomsen A. G., Soegaard H. (2013). Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland, in: Biogeosciences, 10 (S. 39–52).

Hirschfeld J., Weiß J., Preidl M., Korbun T. (2008). Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland, Schriftenreihe des IÖW 186/08.

Hocquette J. F., Gondret F., Baéza E., Médale F., Jurie C., Pethick D. W. (2010). Intramuscular fat content in meat-producing animals: development, genetic and nutritional control, and identification of putative markers, in: Animal, 4:2 (S. 303–319).

- Höper H. (2007). Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren, in: TELMA Band 37 (S. 85–116).
- Hytönen J. (2003). Effects of wood, peat and coal ash fertilization on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural peat soils, in: Silva Fennica 37(2) (S. 219–234).
- Icha P., Kuhs G. (2016). 1 Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix, in: Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid- Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2015 (S. 1–4).
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC (2006). Chapter 11 – N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC (2013). Climate change 2013 The Physical Science Basis – Summary for Policymakers.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Published: IPCC, Switzerland.
- Jentsch W., Piatkowski B., Derno M. (2009). Relationship between carbon dioxide production and performance in cattle and pigs, in: Archiv Tierzucht 52 (S. 485–496).
- Joabsson A., Christensen T. R., Wallén B. (1999) Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands, In: TREE vol. 14 (S. 385–388)
- Jongeneel R., Berkum S. van (2015). What will happen after the EU milk quota system expires in 2015? An assessment of the Dutch dairy sector; LEI Wageningen UR: Wageningen, Netherlands.
- Joosten H. (2009). The Global Peatland CO₂ Picture – Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world, in: Wetlands International, Ede, 2009
- Joosten, H., Couwenberg, J. (2008). 6. Peatlands and Carbon. In Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change – Main Report, Published By Global Environment Centre, Kuala Lumpur (S. 99–117).

- Joosten H., Brust K., Couwenberg J., Gerner A., Holsten B., Permien T., Schäfer A., Tanneberger F., Trepel M., Wahren A. (2015). MoorFutures® Integration of additional ecosystem services (including biodiversity into carbon credits – standard, methodology and transferability to other regions, BfN-Skripten 40; Bundesamt für Naturschutz (BfN) Federal Agency for Nature Conservation: Bonn, Germany, 2015.
- Jørgensen C. J., Elberling B. (2012). Flooding-induced N₂O production, consumption and emission dynamics in wetland soil, in: *Soil Biology and Biochemistry* 53 (S. 9–17).
- Juszczak R., Augustin J. (2013). Exchange of the Greenhouse Gases Methane and Nitrous Oxide Between the Atmosphere and a Temperate Peatland in Central Europe, in: *Wetlands* 33 (S. 895–907).
- Käding H., Kaiser T., Werner A. (2005). Model for calculating grassland yields and forage quality in North-East Germany on the basis of site and management characteristics, in: *Archives of Agronomy and Soil Science* 2005, 51 (S. 417–431).
- Kandel T. P., Elsgaard L., Laerke P. E. (2013). Measurement and modelling of CO₂ flux from a drained fen peatland cultivated with reed canary grass and spring barley, in: *GCB Bioenergy* (2013) 5, (S 548–561), doi: 10.1111/gcbb.12020.
- Karki S., Elsgaard L., Kandel T. P., Lærke P. E. (2015) Full GHG balance of a drained fen peatland cropped to spring barley and reed canary grass using comparative assessment of CO₂ fluxes, In: *Environ Monit Assess* 187:62 (S. 1–13).
- Kirschbaum M. U. F., Eamus D., Roxburgh S. H., Sands P. J., Gifford R. M. (2001). Definitions of some ecological terms commonly used in carbon accounting, in: *NEE Workshop Proceedings: Glen Osmond, Australia, 18–20 April 2001*.
- Klemetsson L., Arnold K. von, Weslien P., Gundersen P. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions, in: *Global Change Biology* (2005) 11, (S. 1142–1147), doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x.
- Kluge B., Werkenthin M., Wessolek G., Richter A. (2013). Regionalisierung von CO₂-Emissionen aus Niedermooren, ELaN Discussion Paper.

- Koppisch D. (2001). Stoffumsetzungsprozesse, in: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Auflage, Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (S. 20–24).
- Kowatsch A., Schäfer A., Wichtmann W. (2008). Nutzungsmöglichkeiten auf Niedermoorstandorten – Umweltwirkungen, Klimarelevanz und Wirtschaftlichkeit sowie Anwendbarkeit und Potenziale in Mecklenburg-Vorpommern, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald: Greifswald.
- Kraschinski S. (2001) Ein verfahrenstechnischer Beitrag zum angepassten Befahren von Niedermoorgrünland, In: Dissertation, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, Veröffentlicht in Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI (VDI-MEG) 373, ISSN 0931-6264
- Krimly T., Angenendt E., Bahrs E., Dabbert S. (2016). Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany. *Agricultural Systems* 2016, 145 (S. 1–12).
- Kubica K., Jewiarz M., Kubica R., Szlęk A. (2016). Straw Combustion: Pilot and Laboratory Studies on a Straw-Fired Grate Boiler, in: *Energy & Fuels* 2016, 30 (S. 4405–4410).
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (2009). *Faustzahlen für die Landwirtschaft* – 14. Auflage.
- Kutzner H. J. (Jahr unbekannt). 4.2 Water Availability, in: *2 Microbiology of Composting* (S. 45–46).
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2012) 1. Präambel, In: *Eine Vision für Moore in Deutschland – Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz – Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden*, <https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/moore/moorresolution.pdf> (Letzter Zugriff: 21.01.2018, 11:45 Uhr).
- Landesamt für Umwelt – Brandenburg, Moorschutzförderung – AUKM „Moorschonende Stauhaltung“, in: <http://www.lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.427130.de> (Letzter Zugriff 17.01.2018 um 15:20 Uhr).

- Landeskontrollverband für Leistungs- und Qualitätsprüfung Sachsen-Anhalt, BELANU Werdershausen, GUBB Unternehmensberatung GmbH, Agrarmarketinggesellschaft Sachsen-Anhalt GmbH (2011). Energiemanagement und Klimaschutz in der Landwirtschaft – Leitfaden für die praktische Umsetzung, Herausgegeben vom Land Sachsen-Anhalt.
- Landtechnikmagazin (2017). Fliegl-Beschickungssysteme für Biogasanlagen sparen Energie und damit Kosten, in: <http://www.landtechnikmagazin.de/NawaRo-Artikel-Fliegl-Beschickungssysteme-fuer-Biogasanlagen-sparen-Energie-und-damit-Kosten-2032.php> (Letzter Zugriff: 19.01.2017 um 14:15 Uhr, um 08:45 Uhr).
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2015). Bodenbearbeitungssysteme in Anlehnung an den Arbeitskreis Bauen, Energie und Landtechnik des Verbandes der Landwirtschaftskammern.
- Lange S., Hothun S., Luik R., Reisinger E., Schminke E. (2008). Ökobilanz der Rindfleischproduktion aus extensiver Ganzjahresbeweidung – Bewertung technischer Aufwendungen am Beispiel der Rinderhaltung in der Agrar GmbH Crawinkel/Thüringen, Institut für angewandte Forschung Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg.
- Langeveld C. A., Segers R., Dirks B. O. M., van den Pol-van Dasselaar A., Velthof G. L., Hensen A. (1997). Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from pasture on drained peat soils in the Netherlands, in: European Journal of Agronomy 7 (S. 35–42).
- Leiber-Sauheitl K., Fuß R., Voigt C., Freibauer A. (2014). High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients, in: Biogeosciences, 11 (S. 749–761).
- Lieffers V. J. (1988). Sphagnum and cellulose decomposition in drained and natural areas of an Alberta peatland, in: Canadian journal of soil science (S. 755–761).
- Limpens J., Berendse F., Blodau C., Canadell JG, Freeman C., Holden J., Roulet N., Rydin H., Schaepman-Strub G. (2008). Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis, in: Biogeosciences 5 (S. 1475–1491).
- Mander Ü., Järveoja R., Maddison M., Soosaar K., Aavola R., Ostonen I., Salm J.-A. (2012). Reed canary grass cultivation mitigates greenhouse gas emissions from abandoned peat

- extraction areas, in: GCB Bioenergy (2012) 4 (S. 462–474), doi: 10.1111/j.1757-1707.2011.01138.x.
- Mathew R. P., Feng Y., Githinji L., Ankumah R., Balkcom K. S. (2012). Impact of No-Tillage and Conventional Tillage Systems on Soil Microbial Communities, in: Hindawi Publishing Corporation Applied and Environmental Soil Science Volume 2012, Article ID 548620, 10 pages, doi:10.1155/2012/548620.
- Matthes F. C. (1989). CO₂-Vermeidungskosten – Konzept, Potentiale und Grenzen eines Instruments für politische Entscheidungen, in: Endbericht – Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, Herausgeber: Öko-Institut.
- Meyer-Aurich A., Lochmann Y., Klauss H., Prochnow A. (2016). Comparative advantage of maize- and grass-silage based feedstock for biogas production with respect to greenhouse gas mitigation, in: Sustainability, 8(7). doi:10.3390/su8070617.
- Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2015) Moorkarte des Landes Brandenburg; <http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.331615.de> (Letzter Zugriff: 10.07.2016 um 14:45 Uhr).
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009). 4. Folgen von Bodenschadverdichtungen, in: Bodenverdichtungen vermeiden Bodenfruchtbarkeit erhalten und wiederherstellen (S. 18–20).
- Minke M., Augustin J., Burlo A., Yarmashuk T., Chuvashova H., Thiele A., Freibauer A., Tikhonov V., Hoffmann M. (2016). Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation, in: Biogeosciences, 13 (S. 3945–3970).
- Miranda N. D., Granell R., Tuomisto H. L., McCulloch M. D. (2016). Meta-analysis of methane yields from anaerobic digestion of dairy cattle manure, in: Biomass and Bioenergy 86 (S. 65–75).
- Moen A. (1995). Introduction: regionality and conservation of mires, in: Gunneria 70 (S. 11–22).

- Möller K., Schulz R., Müller T. (2009). Mit Gärresten richtig düngen – Aktuelle Informationen für Berater In: Präsentation des Institutes für Pflanzenernährung der Universität Hohenheim und E.ON Ruhrgas AG, in: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:B5fvrIQtxZMJ:https://www.uni-hohenheim.de/qisserver/rds%3Fstate%3Dmedialoader%26objectid%3D4287%26application%3Dlsf+&cd=1&hl=de&ct=clnk&gl=de> (Zugriff am 19.01.2015 um 16:10 Uhr).
- Musshof O., Hirschauer N. (2011). 2.4 Wirtschaftliches Denken und ökonomische Planungsprinzipien, in: Modernes Agrarmanagement – Betriebliche Analyse- und Planungsverfahren 2. Auflage (S. 34–45) München: Franz Vahlen.
- Naegele H.-J., Lemmer A., Oechsner H., Jungbluth T. (2012). Electric Energy Consumption of the Full Scale Research Biogas Plant “Unterer Lindenhof”: Results of Longterm and Full Detail Measurements, in: *Energies* 2012, 5 (S. 5198–5214).
- Nguyen T. T. H., Corson M. S., Doreau M., Eugène M., Werf, H. M. G van der (2013). Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems, in: *Int. J Life Cycle Assess* Vol. 18 (S. 1470–1484).
- Nussbaum H. (2015). Erfolgreicher Einsatz DLG-geprüfter Siliermittel, Vortrag-Agritechnika, Forum „Pflanzenbau live“.
- Nykanen H., Alm J., Lang K., Silvola J., Martikainen P. J. (1995). Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a Virgin Fen and a Fen Drained for Grassland in Finland, in: *Journal of Biogeography*, Vol. 22, No. 2/3, Terrestrial Ecosystem Interactions with Global Change, Volume 1 (Mar.–May, 1995) (S. 351–357).
- Petersen S. O., Hoffmann C. C., Schäfer C.-M., Blicher-Mathiesen G., Elsgaard L., Kristensen K., Larsen S. E., Torp S. B., Greve M. H. (2012). Annual emissions of CH₄ and N₂O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in Western Denmark managed by agriculture, in: *Biogeosciences*, 9 (S. 403–422), 2012.
- Physikalisch Technische Bundesanstalt (2011). Technische Richtlinien, Gasabrechnung – Flüssiggas, in: DIN 1343:1990-01. Herausgegeben von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt im Einvernehmen mit den Eichaufsichtsbehörden. Arbeitsgruppe 3.31 - Kalorische Größen

- Pohl M., Hoffmann M., Hagemann U., Giebels M., Albiac Borraz E., Sommer M., Augustin J. (2015). Dynamic C and N stocks – key factors controlling the C gas exchange of maize in heterogenous peatland, in: *Biogeosciences*, 12 (S. 2737–2752).
- Pol, van den-Dasselaar A. van den, Beusichem M. L. van, Oenema O. (1997). Effects of grassland management on the emission of methane from intensively managed grasslands on peat soil, in: *Plant and Soil* 189 (S. 1–9).
- Pol, van den-Dasselaar A. van den, Beusichem M. L. van, Oenema O. (1999a). Methane emissions from wet grasslands on peat soil in a nature preserve, in: *Biogeochemistry* 44 (S. 205–220).
- Pol, van den-Dasselaar A. van den, Beusichem, M. L. van, Oenema O. (1999b). Effects of nitrogen input and grazing on methane fluxes of extensively and intensively managed grasslands in the Netherlands, in: *Biol Fertil Soils*, 29 (S. 24–30).
- Poyda A., Thorsten Reinsch T., Kluß C., Loges R., Taube F. (2016). Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany, in: *Biogeosciences Discuss.*, doi:10.5194/bg-2015-635.
- Price J. S., Schlotzhauer S. M. (1999). Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland, in: *Hydrological Processes*. 13 (S. 2591–2601).
- Prochnow A., Heiermann M., Plöchl M., Linke B., Idler C., Amon T., Hobbs P. J. (2009). Bioenergy from permanent grassland – A review: 1., in: *Biogas. Bioresource Technology* 2009, 100 (S. 4931–4944).
- Prochnow A., Kraschinski S., Tölle R., Hahn J. (1999). Classes of load-input for agricultural machinery working on fen grasslands (in German), in: *Agrartechnische Forschung* 5 (1999) H. I (S. 26–36).
- Rebhann M., Karatay Y. N., Filler G., Prochnow A. (2016). Profitability of Management Systems on German Fenlands, in: *Sustainability* 2016, 8, S. 1103.
- Reddy, K. R. (1982). Mineralization of nitrogen in organic soils, in: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46 (S. 561–566).

- Reinhold G., König V., Herold L. (2004). Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Eigenschaften der Gärsubstrate, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 116. VDLUFA-Kongress.
- Renger M., Wessolek G., Schwärzel K., Sauerbrey R., Siewert C. (2002). Aspects of peat conservation and water management, in: J. Plant Nutrient Soil Science 2002, 165 (S 487–493).
- Renou-Wilson F., Barry C., Müller C., Wilson D. (2014). The impacts of drainage, nutrient status and management practice on the full carbon balance of grasslands on organic soils in a maritime temperate zone, in: Biogeosciences, 11 (S. 4361–4379).
- Réquillart V., Bouamra-Mechemache Z., Jongeneel R., Penel C (2008). Economic analysis of the effects of the expiry of the EU milk quota system, in: Final report; Institut d'économie Industrielle: Brussels, Belgium.
- Robertson G. P. Grace P. R. (2004). Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials, in: Environment, Development and Sustainability 6 (S. 51–63).
- Röder N., Grützmacher F. (2012) Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf, in: Natur und Landschaft 2012, 87 (S. 56–61).
- Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Freibauer A, Wulf S, Eurich- Menden B, Döhler H, Schreiner C, Bauer B, Osterburg B (2015). Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990–2013: Report on methods and data (RMD) Submission 2015, in: Thünen Report 27.
- Roth F. X., Schwarz F. J., Stengel I. (2011) 7.1.1.3 Mineralstoff- und Vitaminbedarf für Erhaltung und Milchproduktion, in: Kirchgeßner M. (Hrsg.) Tierernährung – 13., neu überarbeitete Auflage von Roth, Schwarz und Stengel (S. 361–364).
- Roth S., Koppisch D., Wichtmann W., Zeitz J. (2001). Zukunftsfähige Formen der Moornutzung, in: Succow, M. Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Auflage, Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (S. 472–480).

- Schächtele K., Hertle H. (2007). 4.2.1 Daten zum Heizenergieverbrauch, in: Die CO₂-Bilanz des Bürgers – Recherche für ein internetbasiertes Tool zur Erstellung persönlicher CO₂-Bilanzen (S. 30–35). Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FuE-Vorhaben, Förderkennzeichen 206 42 110.
- Schaubach K., Zeymer M. (2012). Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung, in: DBFZ Report Nr. 13 (S. 100–128).
- Scheffer B. (1999). Zum Stickstoffhaushalt von Niedermoorgrünland, in: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau – Band 1 – 43. Jahrestagung (S. 13–18).
- Schilling G., Kerschberger M., Kummer K.-F., Peschke H. (2000). 8.2 Transformationsverhalten von Nähr- und Schadelementen im Boden sowie ihr Kreislauf, in: Pflanzenernährung und Düngung (S. 256–274).
- Schlegel & Co. Gartenprodukte GmbH, Persönliche Auskunft (12.07.2016).
- Schmidhalter U., Felber M. (2012) Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten, in: Tagungsband zu: Wissenschaftliche Tagung LEUCOREA Lutherstadt Wittenberg.
- Scholz L. (2011). CO₂-Vermeidungskosten der Strom- und Wärmeproduktion aus Biogas, in: Masterarbeit, Humboldt – Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.
- Scholz L., Meyer-Aurich A., Kirschke D. (Jahr unbekannt). Analyse Analyse komparativer Kostenvorteile von Bioenergielinien in der Strom- und Wärmeproduktion Treibhausgasvermeidung und Vermeidungskosten in Brandenburg, in: Die Zukunft der Bioenergie – Schriftenreihe der Rentenbank – Band 30 (S. 77–101).
- Schrier-Uijl A. P., Kroon P. S., Hendriks D. M. D., Hensen A., Huissteden J. van, Berendse F., Veenendaal E. M. (2014). Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink – a synthesis of a Dutch landscape study, in: Biogeosciences, 11 (S. 4559–4576).
- Schrier-Uijl A. P., Veenendaal E. M., Leffelaar P. A., van Huissteden J. C., Berendse F. (2008) Spatial and temporal variation of methane emissions in drained eutrophic peat agro-

- ecosystems: drainage ditches as emission hotspots, in: *Biogeosciences Discuss.*, 5 (S. 1237–1261).
- Schrier-Uijl A. P., Kroon P. S., Leffelaar P. A., van Huissteden J. C., Berendse F., Veenendaal E.M. (2010). Methane emissions in two drained peat agro-ecosystems with high and low agricultural intensity, in: *Plant Soil* 329 (S. 509–520).
- Schultz J. (1995) 3.3 Feuchte Mittelbreiten, in: *Die Ökozonen der Erde – Die ökologische Gliederung der Geosphäre* (S. 195–248).
- Schulze P., Schröder C., Luthardt V., Zeitz, J. (Hrsg.) (2015) DSS-TORBOS — Ein Entscheidungsunterstützungssystem zur torfschonenden Bewirtschaftung organischer Böden. Humboldt Universität zu Berlin und Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde. Internetbasiertes Entscheidungsunterstützungssystem. Im Internet verfügbar unter: www.dss-torbos.de. (Letzter Zugriff Mai 2017).
- Segers R. (1998). Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes, in: *Biogeochemistry* 41 (S. 23–51).
- Senbayram M., Chen R., Mühling K.H., Dittert K. (2009). Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers, in: *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 2009; 23 (S. 2489–2498).
- Singh S. P., Deshpande J. V. (2016). Break-Even Point, in: *Economic and Political Weekly*, Vol. 48 (S. 123–128).
- Sitte P., Weiler E. W., Kadereit J. W., Bresinsky A., Körner C (2002) 13.7.5.2 Biomasseproduktion In: *Strasburger – Lehrbuch der Botanik* 35. Auflage (S. 944–947).
- Soussana J. F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R. M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites, in: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121 (S. 121–134).

- Sponagel H., Grottenthaler W., Hartmann K.-J., Hartwich R., Janetzko P., Joisten H., Kühn D., Sabel K.-J., Traidl T. (2005). 5.7.1.3.4 Abteilung: Moore, in: Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage (S. 257–263).
- Stauch V. J. (2006). Data-Led Methods for the Analysis and Interpretation of Eddy Covariance Observations, Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam.
- Strack M. (2008). Executive summary for policymakers “peatlands in global change”, in: Peatland and climate change (S. 13–23).
- Ström L., Mastepanov M., Christensen T.R. (2005) Species-specific effects of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from wetlands, in: Biogeochemistry 75 (S. 65–82).
- Svoboda N., Taube R., Wienforth B., Kluß C., Kage, H., Herrmann A. (2013). Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize. Soil Tillage Res. 2013, 130, 69–80.
- Tangyuan N., Bin H., Nianyuan K., Shenzhong T., Zengjia L. (2009). Effects of conservation tillage on soil porosity in maize-wheat cropping system, in: Plant Soil Environ., 55, 2009 (8) (S. 327–333).
- Tanneberger F., Gatkowski D., Krogulec J. (2016). 10.5 Poland – Paludiculture for biodiversity and peatland protection, in: Paludiculture – productive use of wet peatlands Climate protection – biodiversity – regional economic benefits (S. 207–211).
- The European Parliament and the Council of the European Union; Regulation (EU) (2013). No 1306/2013 of the European Parliament and of the Council of 17 December 2013 on the financing, management and monitoring of the common agricultural policy and repealing Council Regulations (EEC) No 352/78, (EC) No 165/94, (EC) No 2799/98, (EC) No 814/2000, (EC) No 1290/2005 and (EC) No 485/2008. Official Journal of the European Union 2013, 347 (S. 549–607).
- The World Bank/The International Bank for Reconstruction and Development (2007) What can agriculture do for development?, in: World Development Report 08 (S. 2–8).

- Theuerkauf M., Couwenberg J, Joosten H., Kreyer D., Tanneberger F. (Hrsg.) (2006). New Nature in North-Eastern Germany, in: A Field Guide. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald, (S. 125).
- Thormann J., Landgraf L. (2010). Neue Chancen für Basen- und Kalk-Zwischenmoore in Brandenburg, in: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 19 (3, 4) 2010 (S. 132–145).
- Timmermann T. (2009). 3.2.1.3 Trockenmasseerträge für Schilf und Rohrglanzgras, in: Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsprojekt Energiebiomasse aus Niedermooren (ENIM) (S. 37–48).
- Tölle, R.; Prochnow, A.; Kraschinski, S. (2000). Measuring techniques for the assessment of the trafficability of fen grasslands. In: Agrartechnische Forschung 6, E54 E61.
- Trost B., Prochnow A., Baumecker M., Meyer-Aurich A., Drastig K., Ellmer F. (2015). Effects of nitrogen fertilization and irrigation on N₂O emissions from a sandy soil in Germany, in: Archives of Agronomy and Soil Science Vol. 61, No. 5 (S. 569–580).
- Tufvesson L. M., Lantz M., Börjesson P. (2013). Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed – life-cycle calculations according to different methodologies and standards, in: Journal of Cleaner Production 53 (S. 214–223).
- Umweltbundesamt (2017). Prozessdetails: TierhaltungMastbulle-CEE-2010, in: ProBas Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme (<http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id={E44E0333-0ACC-41C2-8B59-2AFE9F8CBC4B}>) (Letzter Zugriff: 19.10.2017).
- Veenendaal E. M., Kolle O., Leffelaar P. A., Schrier-Uijl A. P., van Huissteden J., van Walsem J., Möller F., Berendse F. (2007). CO₂ exchange and Carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils, in: Biogeosciences Discussions, 4 (S. 1633–1671).
- Velthof G. L., Brader A. B., Oenema O. (1996). Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands, in: Plant and Soil 181 (S. 263–274).

- Vogt R. (2008). 1.1 Substratbereitstellung, in: Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen (S. 1–3).
- Vries M. de, Boer I. J. M. de (2010). Review – Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments, in: *Livestock Science* 128 (S. 1–11).
- Wallor E., Dzialek J., Zeitz J., Priebe R. (2014). Nutzung und Schutz grundwasserbeeinflusster Böden Brandenburgs – Ratgeber für die Grünlandbewirtschaftung, Herausgeber: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung Frankfurt (Oder)/Germany.
- Weiland P. (2003). Biologie der Biogaserzeugung, Vortrag zur ZNR-Biogastagung, Bad Sassendorf-Ostinghausen, 02.04.2003.
- Wheeler B. D., Shaw S. C. (1995). 1.3 Some other wetland terms, in: *Wetland Resource Evaluation and the NRA's Role in its Conservation – 2. Classification of British Wetlands* (S. 7–10).
- Whiting G. J., Chanton J. P. (2001). Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration, in: *Tellus* 53B (S. 521–528).
- Wichmann S. (2016). Commercial viability of paludiculture: A comparison of harvesting reeds for biogasproduction, direct combustion, and thatching, in: *Ecol. Eng.* (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.018>.
- Wichmann S., Wichtmann W. (2011). Paludikultur – Standortgerechte Bewirtschaftung wiedervernässter Moore (Präsentation), in: 04. und 05.10.2011 in Salem: Kolloquium zum Schutz der Moore in Mecklenburg-Vorpommern – Stand & Perspektiven, TELMA 4. (S. 215–234)
- Wichtmann W. (2009). 3.8.2 Einschätzung der Klimarelevanz von Paludikulturen, in: Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsprojekt – Energiebiomasse aus Niedermooren (ENIM) (S. 141–146).
- Wichtmann W., Haberl A. (2012). Raupenfahrzeug – modifizierte Pistenraupe – Sumo Quaxi, in: Aktivierung der Klimaschutzfunktion von Niedermoorflächen in der Landeshauptstadt Potsdam, Handlungsleitfaden „Paludikultur“ (S. 15).

- Wohlfahrt G., Anderson-Dunn M., Bahn M., Balzarolo M., Berninger F., Campbell C., Carrara A., Cescatti A., Christensen T., Dore S., Eugster W., Friborg T., Furger M., Gianelle D., Dimeno C., Hargreaves K., Hari P., Haslwanter A., Johansson T., Marcolla B., Milford C., Nagy Z., Nemitz E., Rogiers N., Sanz M. J., Siegwolf R. T. W., Susiluoto S., Sutton M., Tuba Z., Ugolini F., Valentini R., Zorer R., Cernusca A. (2008). Biotic, Abiotic, and Management Controls on the Net Ecosystem CO₂ Exchange of European Mountain Grassland Ecosystems, in: *Ecosystems* (2008) 11 (S. 1338–1351).
- Wood S., Cowie A. (2004). A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production., in: *For IEA Bioenergy Task 38* (S. 1–20)
- Zehetmeier M., Baudracco J., Hoffmann H., Heißenhuber A. (2012). Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach, in: *Animal*, 6:1 (S. 154–166), doi:10.1017/S1751731111001467.
- Zemlin R. (2003). 3.2.3.1 Veränderungen des Stickstoffgehaltes in der Vegetationsperiode, in: *Untersuchung zur genotypischen und phänotypischen Variabilität verschiedener Schilfklone (Phragmites australis)*, Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Allen V.G., Batello C., Berretta E.J., Hodgson J., Kothmann M., Li X., McIvor J., Milne J., Morris C., Peeters A., Sanderson M. (2011) An international terminology for grazing lands and grazing animals, In: *Grass and Forage Science*, 66, (S.2–28).

16. Anhang

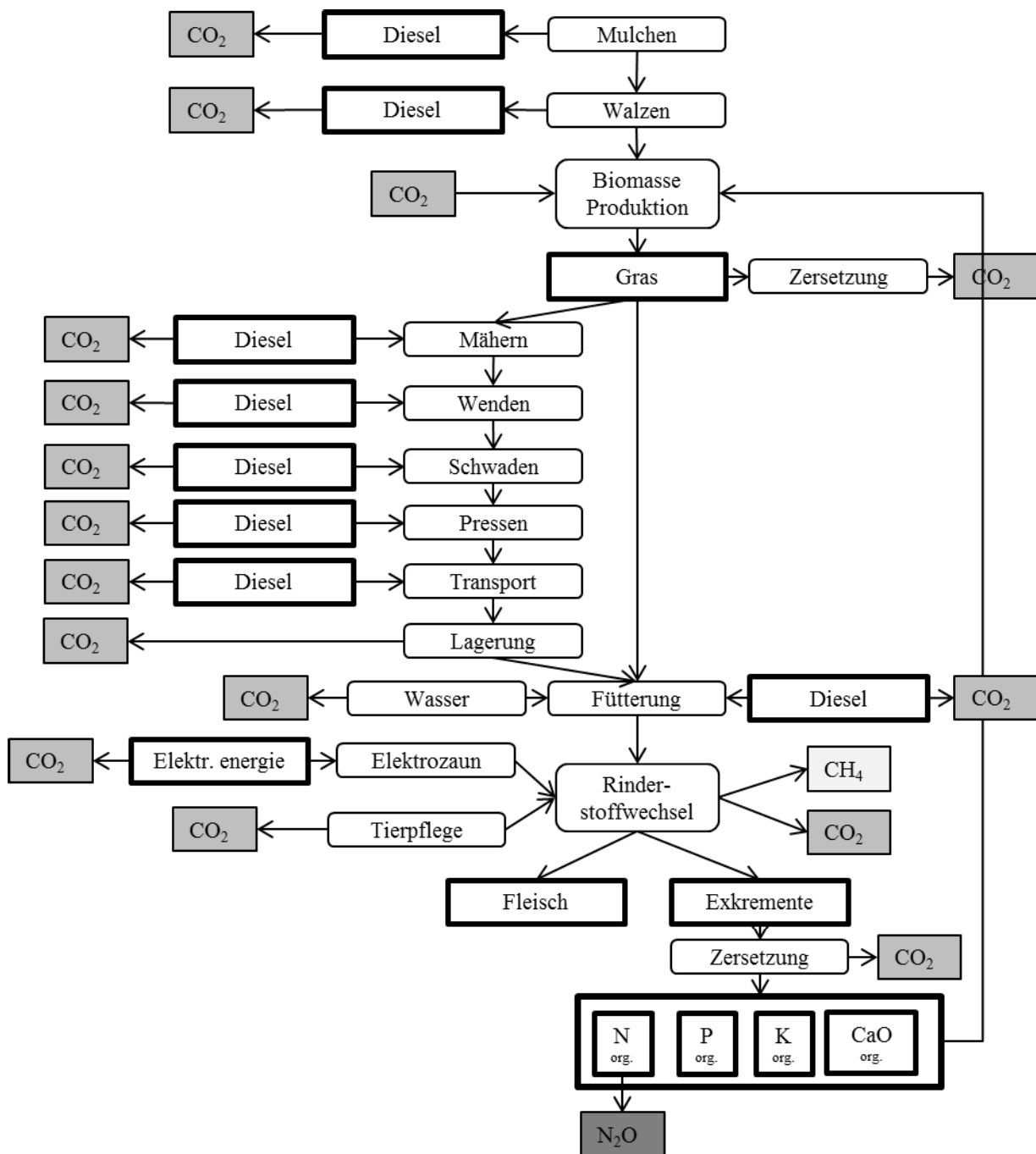


Abbildung 13: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Mutterkuhhaltung auf extensivem Grünland“ (System 15 aus Tabelle 2)

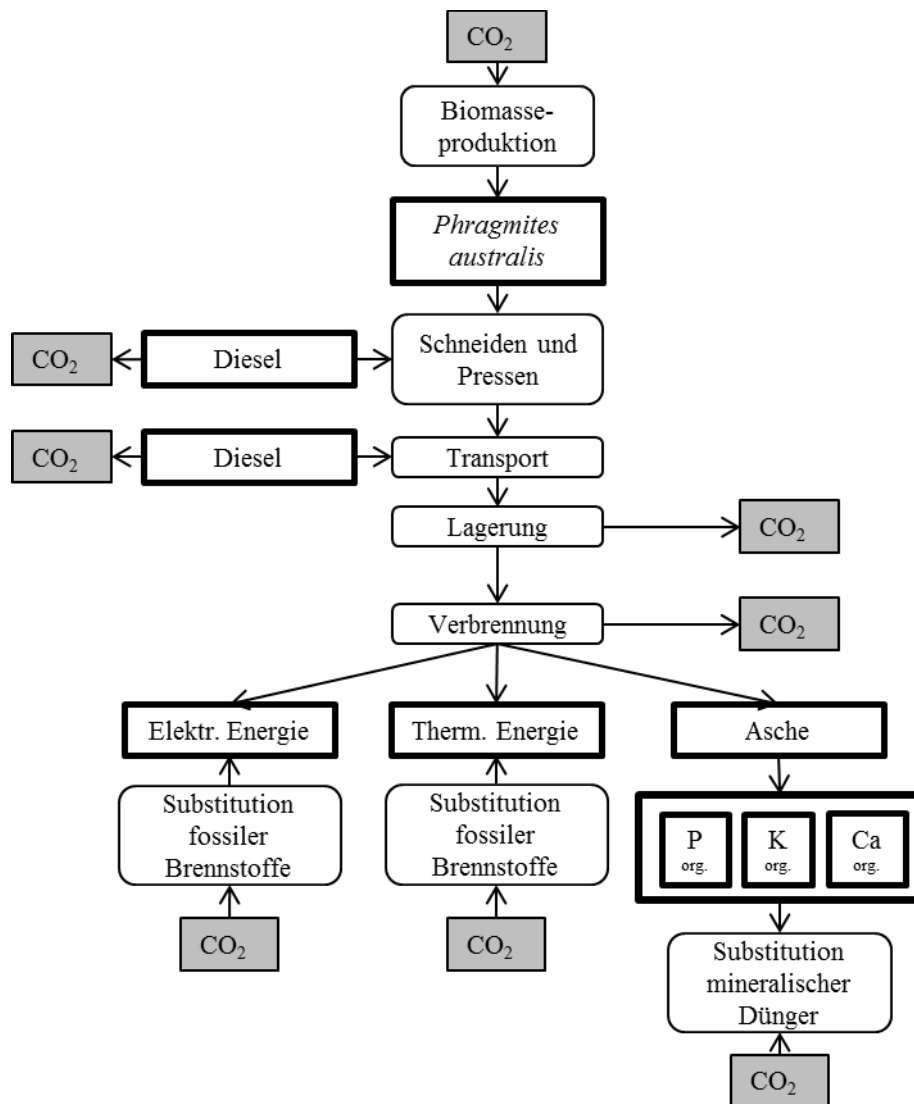
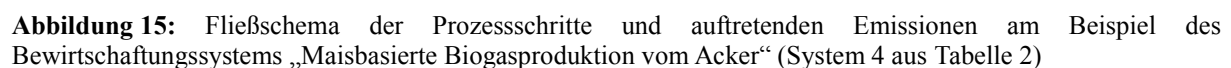


Abbildung 14: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Thermische Verwertung von Schilf vom naturnahen Moor“ (System 19 aus Tabelle 2)



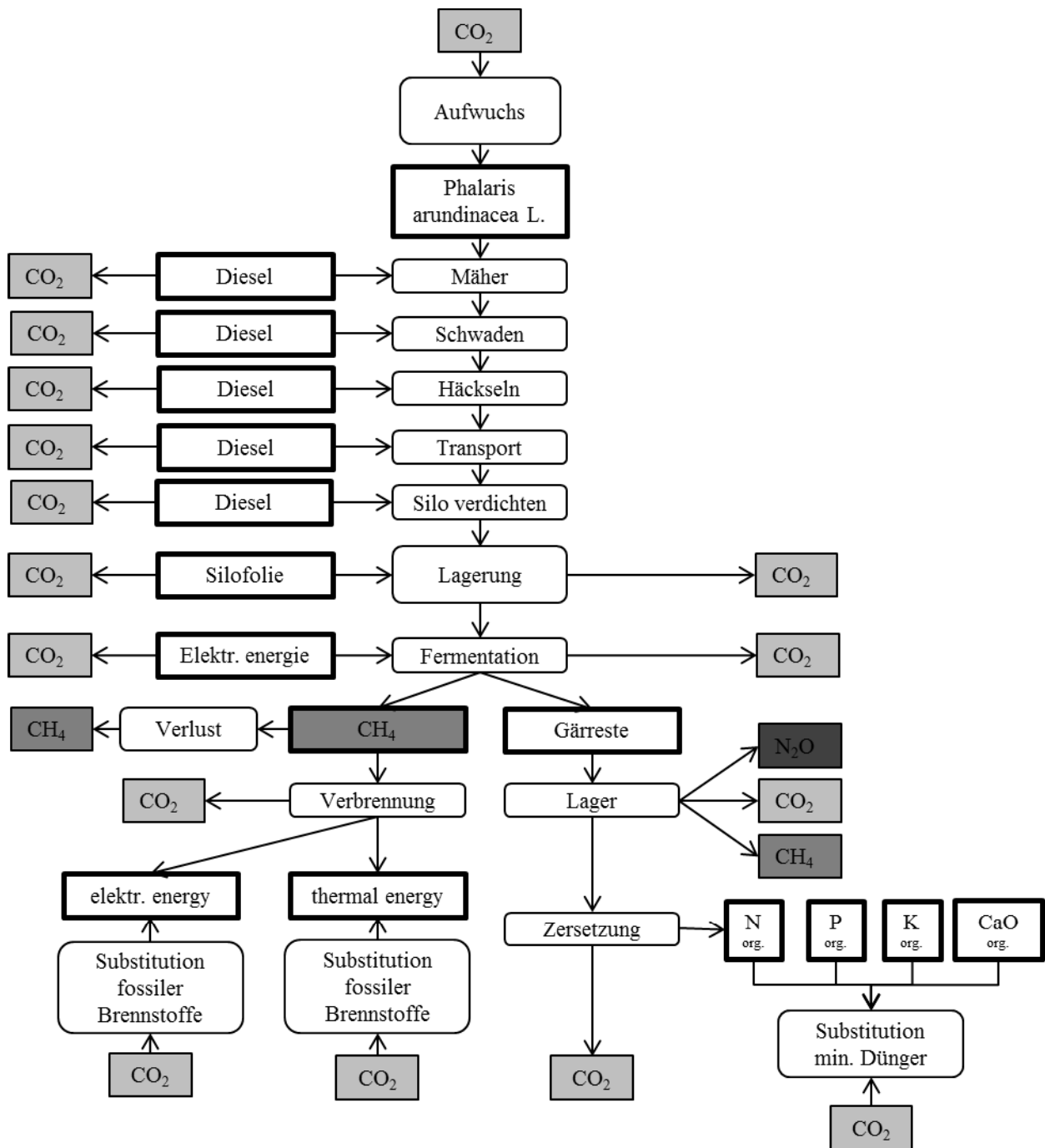


Abbildung 16: Fließschema der Prozessschritte und auftretenden Emissionen am Beispiel des Bewirtschaftungssystems „Grasbasierte Biogasproduktion vom Acker und intensiven Grünland“ (System 10, 14 und 16 aus Tabelle 2)

Tabelle 28: Angenommene Anschaffungs- und Umbaukosten für einen Pisten Bully als Schilferntemaschine mit aufgesattelter Ballenpresse
In Anlehnung an den Sumo Quaxi (Wichtmann W. und Haberl A., 2012)

Baueinheit	Anschaffungs- kosten in €	Quelle
PistenBully (gebraucht)	80 000	Eigene Schätzungen (basierend auf: www.ebay.de)
Schneidwerk	11 000	KTBL (2009)
Schrägförderer	10 000	Eigene Schätzungen (basierend auf: www.ebay.de)
Ballenpresse	25 500	KTBL (2009)
Umbau/ Material	25 000	eigene Schätzungen
	151500	

17. Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben.

Potsdam, den 06.08.2018

Marco Frank Rebhann